

Multivariate Analyse biotischer und abiotischer Umweltdaten zur Unterstützung wasserwirtschaftlicher Planungen in Mittelgebirgsregionen

Vom Fachbereich Bauingenieurwesen und Geodäsie der Technischen Universität Darmstadt zur Erlangung des akademischen Grades eines Doktor-Ingenieurs (Dr.-Ing.) genehmigte Dissertation von

Dipl.-Ing. Oliver Kraft
aus Darmstadt



TECHNISCHE
UNIVERSITÄT
DARMSTADT

Erstreferent: Prof. Dr.-Ing. M. W. Ostrowski
Korreferent: Prof. Dipl.-Ing. Dr. nat. techn. W. Urban

Tag der Einreichung: 30.06.2010
Tag der mündlichen Prüfung: 26.11.2010

D17
Darmstadt, 2011

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
2	Problemstellung, Zielsetzung und Methodik	5
2.1	Problemstellung	5
2.2	Ziele der Arbeit	6
2.3	Vorgehensweise	6
3	Theoretische Grundlagen – Stand der Wissenschaft	9
3.1	Europäische Wasserrahmenrichtlinie	11
3.2	Fließgewässertypologie	13
3.3	Makrozoobenthos	14
3.3.1	Bewertungsverfahren für Makrozoobenthos	15
3.3.2	Module zur Bewertung des ökologischen Zustands des Makrozoobenthos	17
3.4	Hydromorphologie	20
3.4.1	Gewässerstrukturgüte	20
3.4.2	Abflussdynamik	22
3.5	Stoffliche Wirkungszusammenhänge	23
3.6	Anthropogene Einflusstrukturen	25
3.6.1	Punktuelle Belastungen	25
3.6.2	Diffuse Belastungen	29
3.6.3	Morphologische Belastungen und Abflussregulierung	30
3.7	Weitere anthropogen bedingte Belastungen	30
4	Statistische Methoden zur Analyse multivariater Daten	31
4.1	Skalen und Datentransformation	31
4.2	Varianz, Kovarianz und Korrelation	33
4.3	Distanz- und Ähnlichkeitsmaß	35
4.4	Regression	36
4.5	Multivariate Ordinationstechniken	38
4.5.1	Hauptkomponentenanalyse (PCA)	39
4.5.2	Korrespondenzanalyse (CA), Kanonische Korrespondenzanalyse (CCA) und ‘Detrended’ Korrespondenzanalyse (DCA)	40
4.5.3	Redundanzanalyse (RDA)	41
4.5.4	Identifikation von Kovariablen	42
4.6	Datenvisualisierung	43
4.6.1	Streudiagramm	43
4.6.2	Boxplot	43

4.6.3	Biplot.....	44
5	Datengrundlage.....	47
5.1	Datensatz Makrozoobenthos	47
5.1.1	Subset <i>proben.kenn</i>	51
5.1.2	Subset <i>proben.metrics</i>	53
5.1.3	Subset <i>proben.abund</i>	59
5.2	Datensatz Umweltparameter.....	61
5.2.1	Subset <i>up.basis</i>	61
5.2.2	Subset <i>up.punkt</i>	62
5.2.3	Subset <i>up.struktur</i>	66
6	Ergebnisse der multivariaten Analysen	69
6.1	Auswertung der Abundanzdaten des Makrozoobenthosdatensatzes.....	69
6.2	Auswertung der Bewertungsergebnisse des Makrozoobenthosdatensatzes.....	81
6.3	Auswertung der Umweltparameter	83
6.3.1	Subsets <i>up.basis</i> und <i>up.punkt</i>	83
6.3.2	Subsets <i>up.struktur</i>	84
6.4	Identifikation relevanter Umweltfaktoren	88
6.4.1	Identifikation relevanter Umweltparameter für das Makrozoobenthos in hessischen Mittelgebirgsbächen	88
6.4.2	Identifikation relevanter Umweltfaktoren für die Core-Metrics des Moduls Allgemeine Degradation in Mittelgebirgsbächen	102
6.5	Gewässertypspezifische Regressionsmodelle für das Modul Allgemeine Degradation.....	109
6.5.1	Überprüfung der Regressionsmodelle.....	115
6.6	Anwendungsbeispiel	122
7	Zusammenfassung.....	125
8	Literaturverzeichnis.....	129
9	Glossar	133
10	Anhang	1
10.1	Beschreibung der Core-Metrics für Mittelgebirgsbäche.....	1
10.2	Tabelle mit den Erfassungsdaten der Strukturgütekartierung.....	2
10.3	Residuenplots für die Regressionsmodelle.....	10
10.3.1	Gewässertyp 5.1	10
10.3.2	Gewässertyp 6 und 7	12

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2-1: Systematische Darstellung des Ökosystems eines Fließgewässers [Quelle: (ATV-DVWK, 2001)].....	9
Abbildung 2-2: Die Entwicklung lokaler Biotope ist ähnlich einem Filterungsprozess, bei dem bestimmte Arten entlang des Gewässers durch anthropogene und natürliche Faktoren auf verschiedenen Skalen gefiltert werden (nach (Malmqvist, 2002)).....	10
Abbildung 2-3: Bewertungsschema gemäß EG-WRRL für den ökologischen Zustand (nach: (HMUELV, 2007)).....	12
Abbildung 2-4: Bewertungsschema für die Einstufung des ökologischen Zustands der biologischen Komponente Makrozoobenthos am Beispiel des Gewässertyps 5 (HMUELV, 2007)	13
Abbildung 2-5: Zonierung eines unbelasteten Fließgewässers im Längsverlauf mit Ernährungstypen (Quelle: VDG, 2004)	15
Abbildung 2-6: Bewertungsschema nach dem Übersichtsverfahren (dunkel hinterlegt - Schadparameter)	21
Abbildung 2-7: Bewertungsschema des Vor-Ort-Verfahrens nach LAWA (dunkel hinterlegt - Schadparameter).....	22
Abbildung 2-8: Beziehung zwischen Saprobie und Trophie. [nach: (Schwörbel und Brendelberger, 2004)].....	24
Abbildung 2-9: Prozentualer Anteil von Ammoniak am Ammonium in Abhängigkeit von der Wassertemperatur und dem pH-Wert (Emerson et al., 1975).....	27
Abbildung 3-1: Punktwolke mit den Messwerten x und y ($n=30$). Die gestrichelten Linien kennzeichnen die Mittelwerte der Variablen X und Y	34
Abbildung 3-2: Unimodales Verhalten einer Art als Reaktion auf eine Einflussvariable (hier Näherung mit Gaußscher Glockenkurve)	38
Abbildung 3-3: Dreidimensionale Abbildung von Arten in einem Aufnahmerraum (Leyer und Wesche, 2008)	38
Abbildung 3-4: Vergleich der Iterationsschritte PCA und RDA (vereinfachte Darstellung nach (Leyer und Wesche, 2008)	42
Abbildung 3-5: Beispiel Boxplot (hier: Anteil Epirhithralbesiedler im Gewässertyp 6 und 7).....	44
Abbildung 3-6: Beispiel Triplot (hier: Ergebnis einer RDA für den Gewässertyp 5.1)	45
Abbildung 4-1: Boxplot Fortbewegungstyp	48
Abbildung 4-2: Skizze des Aufbaus des Datensatzes Makrozoobenthos	49
Abbildung 4-3: Lage der ausgewerteten Probestellen in Hessen	50
Abbildung 4-4: Übersicht der Verteilung der naturräumlichen und zeitlichen Verteilung der Makrozoobenthosbeprobungen ($n=577$)	52
Abbildung 4-5: Übersicht der ökologischen Zustandsklassen gemäß EG-WRRL der Probestellen, differenziert nach Gewässertyp und Jahr der Probenahme ($n=577$)	52
Abbildung 4-6: Die ökologischen Zustandsklassen gesplittet auf die Bewertungskomponenten Saprobie und Allgemeine Degradation ($n=577$)	53
Abbildung 4-7: Boxplot der Saprobiestufen (sap_am – alpha-mesosaprob, sap_bm – beta-mesosaprob, sap_o – oligosaprob, sap_x – xenosaprob; $n=577$)	55

Abbildung 4-8: Boxplot der Zonierung (zon_li – Litoral, zon_mp – Metapotamal, zon_ep – Epipotamal, zon_hr – Hyporhithral, zone_mr – Metarhithral, zone_er – Epirhithral, zon_hc – Hypocrenal; n=577)	56
Abbildung 4-9: Boxplot der Strömungspräferenz (cur_in – indifferent, cur_rb – rheobiont, cur_rp – rheophil, cur_rl – rheo- bis limnophil; n=577)	56
Abbildung 4-10: Boxplot der Habitatpräferenzen (hab_alp –Akal-, Lithoral- und Psammalbesiedler, hab_phy – Phytalbesiedler, hab_lit – Lithalbesiedler, hab_aka – Akalbesiedler, hab_psa – Psammalbesiedler, hab_pel – Pelalbesiedler; n=577)	57
Abbildung 4-11: Boxplot der Ernährungstypen (feed_o – Andere, feed_p – Räuber, feed_pf – passive Filtrierer, feed_af – aktive Filtrierer, feed_gc – Sedimentfresser, feed_s – Zerkleinerer, feed_gs – Weidegänger)	58
Abbildung 4-12: Boxplot der Fortbewegungstypen (loc_ss – schwimmend/treibend, loc_sw – kriechend/laufend, loc_bb – grabend/bohrend, loc_sw –schwimmend/tauchend)	58
Abbildung 4-13: Boxplot des transformierten Subsets <i>proben.abund</i> (n=577)	60
Abbildung 4-14: Aufteilung der Landnutzung bezogen auf die Einzugsgebiete aller Probestellen (n=577)	62
Abbildung 4-15: Ausbaustufe der kommunalen Kläranlagen in Hessen (m = mechanisch, b = biologisch, n = Nitrifikation, d = Denitrifikation, p = P-Elimination) (HMUELV, 2009)	63
Abbildung 4-16: Anzahl der Probestellen ohne Einleitungen oberhalb (n=577; differenziert nach Art der Einleitung: KA - Kläranlage, MWE – Mischwasserentlastung, RWE – Regenwasserentlastung, RE – Regententlastung [RWE + MWE])	65
Abbildung 4-17: Zustandsklassen MZB der Probestellen ohne Einleitungen oberhalb (n=63; OEZKL – ökologische Zustandsklasse; SIZKL – Zustandsklasse Saprobie, ADZKL – Zustandsklasse Allgemeine Degradation)	65
Abbildung 4-18: Zusammenfassung der Strukturgütebewertung der Probestellen (n=577)	68
Abbildung 5-1: Ergebnisse der DCA des Abundanzdatensatzes (Differenzierung nach ökologischer Zustandsklasse; n=577)	70
Abbildung 5-2: Abtrag der Abundanzen der Plecoptera gegen die erste Achse der DCA (n=577)	71
Abbildung 5-3: Biplot der PCA des Abundanzdatensatzes (Differenzierung nach ökologischer Zustandsklasse; n=577)	71
Abbildung 5-4: Ergebnisse der DCA des Abundanzdatensatzes für den Gewässertyp 5 (Differenzierung nach ökologischer Zustandsklasse; n=347)	73
Abbildung 5-5: Biplot der PCA des log-transformierten Abundanzdatensatzes für den Gewässertyp 5 (n=347)	74
Abbildung 5-6: Ergebnisse der DCA des Abundanzdatensatzes für den Gewässertyp 5.1 (n=175)	75
Abbildung 5-7: Biplot der PCA des logarithmierten Abundanzdatensatzes für den Gewässertyp 5.1 (n=175)	76
Abbildung 5-8: Biplots der PCA mit den logarithmierten Abundanzdatensätzen des Gewässertyps 5 (links) und 5.1 (rechts) für Probestellen mit sehr guter oder guter ökologischer Zustandsklasse.	77
Abbildung 5-9: Ergebnisse der DCA des Abundanzdatensatzes für den Gewässertyp 6 (n=31)	78
Abbildung 5-10: Biplot der PCA des logarithmierten Abundanzdatensatzes für den Gewässertyp 6 (n=31)	78
Abbildung 5-11: Ergebnisse der DCA des Abundanzdatensatzes für den Gewässertyp 7 (n=24)	79

Abbildung 5-12: Biplot der PCA des logarithmierten Abundanzdatensatzes für den Gewässertyp 7 (n=24).....	80
Abbildung 5-13: Biplot als Ergebnis der PCA des standardisierten Datensatzes <i>proben.metrics</i> (n=577)	81
Abbildung 5-14: Biplot der PCA des standardisierten Subsets <i>up.all.part</i> (n=577)	83
Abbildung 5-15: Biplot der PCA der Parameter der Strukturgüte (n=577).....	85
Abbildung 5-16: Biplot der PCA des zentrierten Datensatzes <i>up.struktur</i> (links: <i>up.struktu.part1</i> - Datensatz ohne Parameter CE41; rechts: <i>up.struktur.part2</i> - Datensatz ohne die Parameter CE41 und CE51).....	85
Abbildung 5-17: Biplot und Screeplot der PCA der Erfassungsparameter der Strukturgüte (n=577) ...	86
Abbildung 5-18: Die ersten beiden Hauptachsen der RDA mit dem logarithmierten Abundanzdatensatz und dem reduzierten Umweltparametersatz (n=577; schwarze Punkte – Probestellen, blaue Dreiecke – Artdaten, rote Pfeile – Umweltfaktoren)	89
Abbildung 5-19: Die ersten beiden Hauptachsen der RDA mit dem logarithmierten Abundanzdatensatz und dem reduzierten Umweltparametersatz nach der Faktorensélection (n=577; schwarze Punkte – Probestellen, blaue Dreiecke – Artdaten, rote Pfeile – Umweltfaktoren).....	91
Abbildung 5-20: Die ersten beiden Hauptachsen der RDA mit dem logarithmierten Abundanzdatensatz und dem reduzierten Umweltparametersatz nach der Faktorensélection für den Gewässertyp 5 (n=347; schwarze Punkte – Probestellen, blaue Dreiecke – Artdaten, rote Pfeile – Umweltfaktoren)..	93
Abbildung 5-21: Die ersten beiden Hauptachsen der RDA mit dem logarithmierten Abundanzdatensatz und dem kompletten Umweltparametersatz für den Gewässertyp 5.1 (n=175; schwarze Punkte – Probestellen, blaue Dreiecke – Artdaten, rote Pfeile – Umweltfaktoren).....	94
Abbildung 5-22: Die ersten beiden Hauptachsen der RDA mit dem logarithmierten Abundanzdatensatz und dem reduzierten Umweltparametersatz nach der Faktorensélection für den Gewässertyp 5.1 (n=175; schwarze Punkte – Probestellen, blaue Dreiecke – Artdaten, rote Pfeile – Umweltfaktoren)..	95
Abbildung 5-23: Die ersten beiden Hauptachsen der RDA mit dem logarithmierten Abundanzdatensatz und dem reduzierten Umweltparametersatz für den Gewässertyp 6 (n=31; schwarze Punkte – Probestellen, blaue Dreiecke – Artdaten, rote Pfeile – Umweltfaktoren).....	97
Abbildung 5-24: Die ersten beiden Hauptachsen der RDA mit dem logarithmierten Abundanzdatensatz und dem reduzierten Umweltparametersatz nach der Faktorensélection für den Gewässertyp 6 (n=31; schwarze Punkte – Probestellen, blaue Dreiecke – Artdaten, rote Pfeile – Umweltfaktoren)	98
Abbildung 5-25: Die ersten beiden Hauptachsen der RDA mit dem logarithmierten Abundanzdatensatz und dem reduzierten Umweltparametersatz für den Gewässertyp 7 (n=24; schwarze Punkte – Probestellen, blaue Dreiecke – Artdaten, rote Pfeile – Umweltfaktoren).....	99
Abbildung 5-26: Die ersten beiden Hauptachsen der RDA mit dem logarithmierten Abundanzdatensatz und dem reduzierten Umweltparametersatz nach der Faktorensélection für den Gewässertyp 7 (n=24; schwarze Punkte – Probestellen, blaue Dreiecke – Artdaten, rote Pfeile – Umweltfaktoren)	100
Abbildung 5-27: Die ersten beiden Hauptachsen der RDA mit dem standardisierten Metricsdatensatz und dem reduzierten Umweltparametersatz nach der Faktorensélection für den Gewässertyp 5 (n=347; schwarze Punkte – Probestellen, blaue Dreiecke – Core-Metrics, rote Pfeile – Umweltfaktoren)	104
Abbildung 5-28: Triplot des RDA-Modells für den um die Ausreißer reduzierten Datensatz des Gewässertyps 5 (n=323; schwarze Punkte – Probestellen, blaue Dreiecke – Core-Metrics, rote Pfeile – Umweltfaktoren)	105

Abbildung 5-29: Triplot des RDA-Modells für den um die Ausreißer reduzierten Datensatz des Gewässertyps 5.1 (n=166; schwarze Punkte – Probestellen, blaue Dreiecke – Core-Metrics, rote Pfeile – Umweltfaktoren).....	107
Abbildung 5-30: Triplot des RDA-Modells für den um die Ausreißer reduzierten Datensatz der Gewässertypen 6 und 7 (n=55; schwarze Punkte – Probestellen, blaue Dreiecke – Core-Metrics, rote Pfeile – Umweltfaktoren)	108
Abbildung 5-31: Residuenanalyse des linearen Modells für den Metric EPT [%].....	112
Abbildung 5-32: Residuenanalyse des linearen Modells für den Metric Fauna-Index Typ5.....	112
Abbildung 5-33: Residuenanalyse des linearen Modells für den Metric Hyporhithralbesiedler HR [%]	113
Abbildung 5-34: Residuenanalyse des linearen Modells für den Metric Rheoindex	113
Abbildung 5-35: Einzugsgebiet der oberen Modau mit den Ergebnissen des Regressionsmodells für den Gewässertyp 5	123

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1: Saprobielle Qualitätsklasse von Mittelgebirgsbächen des Typs 5, 5.1, 6 und 7 (ASTERICS, 2008)	17
Tabelle 2-2: Umrechnung in die Qualitätsklassen gemäß EG-WRRL.....	18
Tabelle 2-3: Klassifikation der Gewässerstruktur nach LAWA (LAWA, 2002)	20
Tabelle 2-4: Übersicht der Belastungsart und Dauer der Auswirkungen von Regenentlastungsereignissen [verändert nach (Gammeter, 1996)]	26
Tabelle 2-5: Gewässertypspezifisches Gefährdungspotenzial von Niederschlagswassereinleitungen [verändert nach (BWK, 2001)]	27
Tabelle 3-1: Skalenniveaus und Beispiele	31
Tabelle 4-1: Informationen des Subsets <i>proben.kenn</i>	51
Tabelle 4-2: Spalten/Informationen in <i>proben.metrics</i>	54
Tabelle 4-3: Spalten/Informationen in <i>proben.abund</i>	59
Tabelle 4-4: Absolutwerte (Mittelwert und Maximum) sowie relative Frequenz der Abundanzen (n=577)	60
Tabelle 4-5: Inhalte des Datensatzes <i>up.basis</i>	62
Tabelle 4-6: Inhalte des Datensatzes <i>up.punkt</i>	64
Tabelle 4-7: Inhalte des Datensatzes <i>up.struktur</i>	67
Tabelle 5-1: Faktorladungen der ersten fünf Hauptkomponenten (log-transformierter Datensatz <i>proben.abund</i> , n=577)	72
Tabelle 5-2: Faktorladungen der ersten fünf PCA-Achsen für Gewässertyp 5 (n=347; fett = höchste Ladungen)	74
Tabelle 5-3: Faktorladungen der ersten fünf PCA-Achsen für Gewässertyp 5.1 (n=175; fett = höchste Ladungen)	76
Tabelle 5-4: Auszug der Faktorladungen auf die erste Hauptachse der PCA des standardisierten Datensatzes <i>proben.metrics</i> (n=577)	82
Tabelle 5-5: Faktorladungen des Subsets <i>up.all.part</i> auf die ersten fünf Hauptachsen (n=577; fett – jeweils höchste Ladung; grau – Faktorladungen < +/- 0,1)	84
Tabelle 5-6: Rangfolge der Erfassungsparameter bei Berücksichtigung der ersten beiden Hauptachsen der PCA (Werte in Klammern bei Verschiebung der Rangfolge durch zusätzlicher Berücksichtigung der dritten PCA-Achse)	87
Tabelle 5-7: Ergebnisse des Monte-Carlo-Permutationstests für das mittels RDA erstellte Modell (n=577)	92
Tabelle 5-8: Ergebnisse des Monte-Carlo-Permutationstests für das mittels RDA erstellte Modell für den Gewässertyp 5 (n=347)	93
Tabelle 5-9: Ergebnisse des Monte-Carlo-Permutationstests für das mittels RDA erstellte Modell für den Gewässertyp 5.1 (n=175)	96
Tabelle 5-10: Ergebnisse des Monte-Carlo-Permutationstests für das mittels RDA erstellte Modell für den Gewässertyp 6 (n=31)	98
Tabelle 5-11: Ergebnisse des Monte-Carlo-Permutationstests für das mittels RDA erstellte Modell für den Gewässertyp 7 (n=24)	101

Tabelle 5-12: Selektierte Umweltparameter für die vier Gewässertypen	101
Tabelle 5-13: Typspezifische Core-Metrics für die Berechnung der Teilkomponente Allgemeine Degradation.....	102
Tabelle 5-14: Ergebnisse des Monte-Carlo-Permutationstests für das mittels RDA erstellte Modell für den Gewässertyp 5 (n=345)	103
Tabelle 5-15: Ergebnisse des Monte-Carlo-Permutationstests für das mittels RDA erstellte Modell für den Gewässertyp 5 (n=323)	106
Tabelle 5-16: Ankerpunkte und Klassengrenzen der gewässertypspezifischen Core-Metrics des Moduls Allgemeine Degradation (Haase und Sundermann, 2004)	110
Tabelle 5-17: Regressionskoeffizienten für die Core-Metrics des Gewässertyps 5	111
Tabelle 5-18: Regressionskoeffizienten für die Core-Metrics des Gewässertyps 5.1	114
Tabelle 5-19: Regressionskoeffizienten für die Core-Metrics der Gewässertypen 6 und 7.....	115
Tabelle 5-20: Vergleich des Regressionsmodells mit den Ergebnissen der MZB-Beprobung für den Core-Metric EPT [%] (ZKL – Zustandsklasse)	117
Tabelle 5-21: Vergleich des Regressionsmodells mit den Ergebnissen der MZB-Beprobung für den Core-Metric Fauna-Index Typ5 GFI5 (ZKL – Zustandsklasse)	118
Tabelle 5-22: Vergleich des Regressionsmodells mit den Ergebnissen der MZB-Beprobung für den Core-Metric Rheoindex (ZKL – Zustandsklasse).....	119
Tabelle 5-23: Vergleich des Regressionsmodells mit den Ergebnissen der MZB-Beprobung für den Core-Metric Hyporhithralbesiedler HR (nur Gewässertyp 5; ZKL – Zustandsklasse)	120
Tabelle 5-24: Vergleich des Regressionsmodells mit den Ergebnissen der MZB-Beprobung für den Core-Metric Epirhithralbesiedler ER (nur Gewässertypen 6 und 7; ZKL – Zustandsklasse)	120
Tabelle 5-25: Vergleich des Regressionsmodells mit den Ergebnissen der MZB-Beprobung für das Modul Allgemeine Degradation AD (ZKL – Zustandsklasse)	121

1 Einleitung

Bereits in vorchristlicher Zeit erkannten die Menschen in größeren Siedlungen, dass eine ordnungsgemäße Wasserversorgung zur Aufrechterhaltung der Gesundheit und des Wohlstandes der Bevölkerung beiträgt. Dies konnte aber nur gewährleistet werden, wenn auch das dabei entstehende Abwasser einschließlich der darin enthaltenen Fäkalien gesammelt und getrennt abgeleitet wurde. Die ersten Hochkulturen Mesopotamiens, Indiens und Ägyptens entwickelten schon im 3. Jahrtausend v. Chr. einfache Abwassersysteme und Sickergruben. In Mitteleuropa entwickelten sich im Mittelalter Großstädte, deren Bevölkerung auf die offenen Gewässer oder Brunnen zur Trinkwasserversorgung angewiesen war. Das Abwasser lief damals meist über offene Rinnen zum nächstgelegenen Fluss oder versickerte unkontrolliert im Grundwasser. Dies führte im Laufe der Jahre, mit zunehmender Bevölkerungsdichte, zu katastrophalen hygienischen Zuständen und Epidemien. Gewässer verödeten und wurden zu stinkenden Kloaken. Ruhr-, Cholera- und Typhusepidemien - hervorgerufen durch pathogene Keime im Trinkwasser - waren die Folge. (Hosang und Bischoff, 1999)

Während das Wasser zunächst der Versorgung diente und die Flüsse und Bäche nur als Vorfluter, und nicht als Fließgewässer angesehen wurden, nahm später die Bedeutung der Fließgewässer als Transportweg für Baustoffe (z. B. Holz) oder für die Energiegewinnung in kleinen Manufakturen, Mühlen und Sägewerken zu. Der Ausbau vor allem kleinerer Gewässer begann. Durch Aufstau wurden die natürlich vorkommenden Abflussschwankungen gezähmt, Brücken wurden gebaut und Ufer befestigt.

In Deutschland wurde Anfang des 19. Jahrhunderts infolge der fortschreitenden Industrialisierung und den damit einhergehenden hygienischen und gesundheitlichen Gefährdungen der Bevölkerung damit begonnen in den Städten das Abwasser aus den Städten zu sammeln und gezielt abzuleiten. Erst gegen Ende des 19. und Anfang des 20. Jahrhunderts wurde man auf die Umweltproblematik aufmerksam und begann mit dem Bau erster Kläranlagen. Nach dem Zweiten Weltkrieg begann in Deutschland flächenhaft der Bau mechanisch-biologischer Kläranlagen und erste systematische Gewässeruntersuchungen (Monitoring) wurden durchgeführt.

Nach §1 des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG, 1996) in der Fassung vom 18. November 1996 sind alle Gewässer grundsätzlich „als Bestandteil des Naturhaushalts und als Lebensraum für Tiere und Pflanzen zu sichern. Sie sind so zu bewirtschaften, dass sie dem Wohl der Allgemeinheit und im Einklang mit ihm auch dem Nutzen einzelner dienen und unvermeidbare Beeinträchtigungen ihrer ökologischen Funktionen unterbleiben“ (WHG, 1996). Dieser Grundsatz erhielt durch die seit Dezember 2000 in Kraft getretene europäische Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL, 2000) einen neuen Ordnungsrahmen und durch den in der Richtlinie enthaltenen Zeitplan auch einen Handlungsdruck. Sie setzt für die Untersuchung und Bewertung der Gewässer völlig neue Maßstäbe. Ziel der EG-WRRL ist das Erreichen des guten ökologischen und chemischen Zustands für natürliche Gewässer und des guten ökologischen Potenzials und guten chemischen Zustands für künstliche oder erheblich veränderte Gewässer. Bewertet wird der ökologische Zustand aufgrund der Untersuchung und Auswertung biologischer Befunde. Dazu müssen Fließgewässer auf ihre Besiedlung durch Phytoplankton, Makrophyten und Phytobenthos, benthische wirbellose Fauna sowie Fische untersucht werden. Unterstützend gehen physikalisch-chemische und morphologische sowie hydrologische Merkmale in die Bewertung ein, soweit Auswirkungen auf die biologischen Komponenten der Gewässerbewertung nachgewiesen werden.

Im Rahmen der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie wurden Monitoringprogramme erarbeitet. Die Ergebnisse der Monitoringprogramme bilden nicht nur die Basis für die Zustandsbeschreibung, sondern münden über eine Defizitanalyse letztlich in konkrete Maßnahmen. Dabei ist die Einstufung der Relevanz der unterschiedlichen Belastungsfaktoren im Fall von defizitären biologischen Qualitätskomponenten von großer Bedeutung. Aufgrund der Komplexität der Wirkungszusammenhänge in einem Gewässersystem und der großen Spannweite möglicher Einflussfaktoren ist die Frage nach der Relevanz der Belastungsfaktoren meist nicht eindeutig zu beantworten. Die Interpretation der Ergebnisse

des biologischen Monitorings in Zusammenschau mit den untersuchten Belastungsgrößen kann dennoch Hinweise auf die Relevanz der unterschiedlichen Einflussfaktoren liefern.

Bereits 1909 analysierten Kolkwitz & Marsson (Kolkwitz und Marsson, 1909) Fließgewässer, die durch organische Abfallstoffe belastet wurden, mit dem Ziel den Gewässerzustand anhand biologischer Indikatoren zu beurteilen. Auf diesen Untersuchungen basiert die Entwicklung des ersten Saprobien-systems, das auf einer relativ großen Zahl von Indikatororganismen für verschiedenen Verschmutzungs-grade basiert. Durch zunehmende Nutzung der Gewässer, steigenden Siedlungsdruck, Industrialisierung und Intensivierung der Landwirtschaft wurden die Gewässerbelastungen komplexer und vielfältiger. Die Weiterentwicklung und weitere Differenzierung der Indikatorsysteme war erforderlich und wird derzeit immer noch vorangetrieben. In den 90er Jahren wurden in mehreren Arbeiten gezielt nach Auswirkungen der Belastungen aus der Siedlungsentwässerung auf die aquatischen Lebensgemeinschaf-ten untersucht. An zahlreichen Gewässerabschnitten wurden Makrozoobenthosproben unterhalb und oberhalb von Einleitungen aus Siedlungsentwässerungsanlagen oder vor und nach dem Bau neuer Siedlungsentwässerungsbauwerke analysiert (Borchardt, 1992; 1998; Fischer, 1998b; Gammeter und Krejci, 1998; Podraza, 1996). Seit der Einführung der Wasserrahmenrichtlinie treten vermehrt Arbeiten in den Vordergrund, die über multimetrische Konzepte den Einfluss verschiedener anthropogen bedingter Einflussfaktoren auf die Makrozoobenthoszönosen analysieren (Bohmer et al., 2004; Haase et al., 2004a; Hering et al., 2004). Die Arbeiten präsentieren integrierte Bewertungsansätze zur Einstufung des ökologischen Zustands auf Basis der Makrozoobenthoszönosen. Die Differenzierung der Belastungsstrukturen sowie die Rückverfolgung der Wirkungszusammenhänge aus den Indizes ist jedoch nur bedingt möglich. Gezielte Ansätze zur Identifizierung ökologisch relevanter Strukturgüteparameter für die Gewässertypen 5 und 5.1 werden von Völker (Völker, 2008) abgeleitet. Die Arbeit ist jedoch singulär auf die Auswirkungen der Strukturgüteparameter auf die Saprobie und Makrozoobenthoszönosen ausgerichtet. Der Einfluss anderer Stressoren, wie beispielsweise die Belastungen aus der Siedlungsentwässerung oder durch landwirtschaftliche Nutzungen, wird bei der Analyse nicht berücksichtigt. Eine ähnliche Zielsetzung verfolgt die Arbeit von Rolaufts (Rolaufts, 2006). Anhand zweier multimetrischer Indizes werden die Auswirkungen von Strukturgüteparametern und Landnutzungsdaten auf die Makrozoobenthoszönosen in grobmaterialreichen, silikatischen Mittelgebirgsbächen untersucht. Die Einflussfaktoren werden für die Erarbeitung der Indizes jedoch separiert analysiert und Interaktionen sowie Überlagerungen können nicht ausreichend erfasst werden. Die aufgeführten Arbeiten sind meist auf die Analyse einzelner Stressoren der Makrozoobenthoszönosen, wie Mischwasserentlastungen oder Strukturgüteparameter ausgerichtet. Für die in der Praxis relevante Differenzierung der unterschiedlichen anthropogenen Stressoren ist es erforderlich sämtliche Einflussfaktoren auf die Makrozoobenthoszönosen durch geeignete Parameter zu erfassen. Diese Anforderung erfüllt, im Wesentlichen aufgrund der speziell auf bestimmte Belastungsquellen ausgerichteten Fragestellungen, keine der aufgeführten Arbeiten.

Die Intention der vorliegenden Arbeit liegt in der Bereitstellung zusätzlicher Informationen für eine verbesserte Planungsgrundlage bei der Bewirtschaftung von Mittelgebirgsbächen im Sinne der EG-WRRL. Es werden verschiedene Werkzeuge kombiniert und zusätzliche, wesentliche Informationen für eine nachhaltige und effektive Gewässerbewirtschaftung aus den bereits vorhandenen Daten gewonnen. Mithilfe einer detaillierten Analyse von Ergebnissen der Makrozoobenthosbeprobungen und deren Abhängigkeiten von anthropogenen Stressoren werden Strukturen und Wirkungszusammenhänge entdeckt und vermutete Zusammenhänge manifestiert. Grundlage für die Analysen bilden zwei Datenbanken. Eine Datenbank enthält die Rohdaten und Bewertungsergebnisse von über 750 Makrozoobenthosprobestellen in hessischen Mittelgebirgsbächen. In der zweiten werden Informationen zu Umweltfaktoren gesammelt, die als relevant für die Makrozoobenthoszönosen eingestuft werden. Die Analyse aktueller Monitoringergebnisse unter Einbezug von Parametern, die eine große Spannweite an Umweltfaktoren abdecken, mittels multivariater statistischer Verfahren und dem Einsatz von geographischen Informationssystemen liefert in dieser Form bisher nicht vorhandene Informationen für die verschiedenen Aufgaben bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Die Ergebnisse der Analysen sind auf das Bewertungsschema der EG-WRRL abgestimmt. Sie ermöglichen somit eine zielgerichtete

Bearbeitung der wasserwirtschaftlichen Planungsaufgaben in den Umsetzungsschritten Monitoring, Defizitanalyse sowie Maßnahmenplanung und Maßnahmenkonkretisierung.

Zunächst erfolgt in Kapitel 2 die Beschreibung der Problemstellung und der Zielsetzungen dieser Arbeit und die gewählte Vorgehensweise wird erläutert.

Eine ausführliche Darstellung der theoretischen Grundlagen erfolgt in Kapitel 3. Die wesentlichen Wirkungszusammenhänge zwischen anthropogenen Einflussstrukturen und den Makrozoobenthoszönosen in Mittelgebirgsbächen werden geschildert. Aufbauend auf der Erläuterung der wesentlichen Anforderungen und Ziele der EG-WRRL wird das für die Bewertung des ökologischen Zustands im Sinne der EG-WRRL relevante Bewertungssystem für das Makrozoobenthos vorgestellt. Der Stand der Wissenschaft wird aufgezeigt, indem die aktuellen Ergebnisse und Verfahren zur Fließgewässertypologie und die Bewertungssoftware für das Makrozoobenthos Perlodes sowie die für diese Arbeit wesentliche Untersuchungsergebnisse dargestellt werden.

Für die Auswertungen der Daten werden diverse multivariate statistische Verfahren angewendet, deren wesentlichen Elemente sowie Berechnungsgrundlagen in Kapitel 4 enthalten sind.

In Kapitel 5 erfolgt eine Darstellung der Datengrundlage. Für die statistischen Analysen werden zwei Datenbanken mit den a priori als relevant eingestuften Informationen der Makrozoobenthosprobestellen (Datenbank Makrozoobenthos) sowie verfügbare Parameter zur Beschreibung möglicher Einflussparameter auf die Makrozoobenthoszönosen (Datenbank Umweltparameter) aufgestellt. Die Inhalte beider Datenbanken werden beschrieben. Es erfolgt eine Darstellung der Spannweite der verfügbaren Daten und die den statistischen Analysen vorgeschalteten Filterungen werden aufgezeigt. Anhand der verfügbaren Umweltparameter erfolgt eine erste Betrachtung der Belastungssituation der hessischen Mittelgebirgsbäche.

In Kapitel 6 werden mit sogenannten struktursuchenden multivariaten Verfahren die beiden Datenbanken zunächst isoliert und in einem zweiten Schritt zusammen betrachtet. Aus den Ergebnissen können für die typspezifischen bewertungsrelevanten Metrics Regressionsmodelle abgeleitet werden, die es ermöglichen vorhandene Bewertungsergebnisse zu überprüfen und die punktuell vorhandenen Daten auf andere Gewässerabschnitte zu extrapolieren. Die Ergebnisse ermöglichen Rückschlüsse aus vorhandenen Daten zu ziehen und abzusichern, um möglichst belastbare Grundlagen für wasserwirtschaftliche Planungsaufgaben zu schaffen. Diese können nicht nur das Monitoring in Gewässern unterstützen und die Bewertung der Übertragbarkeit von Monitoringergebnissen ermöglichen, sondern gestatten auch im Hinblick auf Maßnahmenplanung im Sinne der EG-WRRL eine effiziente und zielgerichtete Vorgehensweise. Die Anwendungsmöglichkeiten der Regressionsmodelle werden an einem kurzen Beispiel demonstriert.

Die Arbeit schließt mit einer Zusammenfassung der wichtigsten Ergebnisse und einem Ausblick auf mögliche Weiterentwicklungen und Anwendungsgebiete.

2 Problemstellung, Zielsetzung und Methodik

2.1 Problemstellung

Bei der Gewässerbewirtschaftung nach EG-WRRL gilt es beim Verfehlen der Umweltziele eines Gewässers den oder die Verursacher zu identifizieren. Diese Verursacher sind mit geeigneten Maßnahmen zu versehen, um die Auswirkungen im Gewässer zu reduzieren oder zu beseitigen. Dabei ist genau diese Zuordnung zwischen den Auswirkungen in einem Gewässer zu einem oder einer Kombination aus mehreren Verursachern sehr problematisch. Die Prozesse und Wirkungszusammenhänge in Fließgewässern sind sehr komplex und durch die Fließbewegung sind die Belastungsquellen und die Auswirkungen im Gewässer zeitlich und räumlich entkoppelt. Bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie treten daher vor allem im derzeitigen Umsetzungsschritt, der Aufstellung und Konkretisierung der Maßnahmenpläne, die Fragen nach der Ursache-Wirkungsbeziehung und damit den anzusetzenden Maßnahmen in den Vordergrund. Der Großteil der Gewässer verfehlt den guten Zustand. Gemäß Wasserrahmenrichtlinie müssen diese Gewässer mit Maßnahmen versehen werden, um den Zielen der EG-WRRL gerecht zu werden. Die meist kostenintensiven Maßnahmen und die vorgeschalteten Planungen basieren dabei auf den Ergebnissen des Monitorings. Zwischen dem Monitoring und der Maßnahmenplanung steht die Defizitanalyse, die den Vergleich zwischen Ist-Zustand und Soll-Zustand (Umweltziele) sowie die Zuordnung von einem vorhandenen Defizit zu möglichen Verursachern beinhaltet. Es entstehen also in mehreren Phasen Unsicherheiten, die das Resultat, nämlich die Maßnahmenplanung und den damit einhergehenden Kostenaufwand maßgeblich beeinflussen.

Maßgebend für die Zustandsbeschreibung von Fließgewässern sind nach EG-WRRL in erster Linie die biologischen Qualitätskomponenten. Auf Basis der Vielfalt und Zusammensetzung der Gewässerflora und -fauna sowie bei der Fischfauna zusätzlich die Altersstruktur werden entsprechend einheitlicher Bewertungsformeln gewässertypspezifische Zustandsklassen ermittelt. Hierfür werden meist nur wenige, vom Probenehmer als repräsentativ eingestufte Gewässerabschnitte beprobt, mittels einer Bewertungssoftware ausgewertet und die Zustandsklasse auf den Gewässerkörper extrapoliert. Aus diesem Vorgehen resultiert, dass nahezu alle Fließgewässer auf der Basis weniger, teilweise einzelner Monitoringstellen (z.B. ein 100 m-Abschnitt für das Makrozoobenthos und ein 500m-Abschnitt für die Fischfauna) ausschlaggebend für die Bewirtschaftungsplanung eines kompletten Wasserkörpers sind.

Auf den Ergebnissen des Monitorings basiert die Zustandsklassifizierung und aus der Differenzenbildung zwischen Ist- und Sollzustand eine Defizitbeschreibung. Verfehlt ein Gewässer das übergeordnete Ziel des guten oder sehr guten Zustands, wird im Rahmen einer Defizitanalyse versucht die maßgeblichen Einflussfaktoren auf den Gewässerzustand zu ermitteln. Schon in diesem Schritt wird die hohe Bedeutung verlässlicher Datengrundlagen aus den Monitoringprogrammen sichtbar. Fehlerhafte oder nicht repräsentative Probestellen führen bereits in diesem Bearbeitungsschritt zu Rückschlüssen und Zwischenergebnissen, die dem tatsächlichen Gewässerzustand nicht gerecht werden. Eine Fehleinschätzung des Zustands kann einerseits zu kostenintensiven Fehlplanungen führen, andererseits werden maßgebliche Defizite nicht erkannt.

Häufig ist es mit relativ geringem Aufwand möglich die anthropogenen Stressoren, die den Gewässerzustand beeinträchtigen zu erfassen. Über Analyse der Landnutzungsdaten, den Strukturverhältnissen im Gewässer und im unmittelbaren Gewässerumfeld sowie die Untersuchung der vorhandenen urbanen Entwässerungsstruktur sind die wesentlichen Stressoren erfasst. Die Problemstellung liegt dann in der Identifikation der für die biologischen Defizite maßgeblich verantwortlichen Belastungen.

In einem Maßnahmenplan ist es, zumindest in der ersten Phase der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie bis 2015, nicht möglich sämtliche Einflussfaktoren mit adäquaten Maßnahmen zu versehen, um die anvisierten Ziele zu erreichen. Es gilt daher die Relevanz der Stressoren zu differenzieren, um im ersten Schritt, die als maßgeblich identifizierten Faktoren anzugehen. Dafür ist eine solide Datengrundlage erforderlich.

2.2 Ziele der Arbeit

Der Fokus der Arbeit ist auf die bereits vorhandene Datenbasis gerichtet. Durch den Einsatz geeigneter Werkzeuge (Bewertungssoftware, GIS-System) in Kombination mit statistischen Verfahren können aus den vorhandenen Daten eine Reihe zusätzlicher Informationen gewonnen werden. Die auftretenden Unsicherheiten bei den der Maßnahmenplanung vorgeschalteten Schritten Monitoring und Defizitanalyse können durch gezielte Analysen der Grundlagendaten reduziert werden. Als Basis für die Analysen im Rahmen der Arbeit werden die Grundlagendaten aus den Makrozoobenthosbeprobungen verwendet. Die Auswertung beschränkt sich auf die im Rahmen des Makrozoobenthosmonitorings in den hessischen Mittelgebirgsbächen erhobenen Daten des Hessischen Landesamts für Umwelt und Geologie (HLUG).

Die Beprobungsergebnisse werden analysiert und mögliche Fehlerquellen, die bereits bei der Datensammlung und -aufbereitung auftreten können, sollen aufgedeckt werden. Zusätzlich werden die Ergebnisse des Makrozoobenthosmonitorings in Beziehung zu den Rahmenbedingungen an den Probestellen gesetzt. Mittels statistischer Verfahren können so Zusammenhänge zwischen den Einflussfaktoren und dem Zustand der Makrozoobenthoszönosen entdeckt werden.

Die Ergebnisse sollen die wasserwirtschaftlichen Planungen in den wesentlichen Umsetzungsschritten der Wasserrahmenrichtlinie unterstützen. Wesentliche Zielpunkte der Arbeit werden im Folgenden kurz zusammengefasst.

- Eine Kontrolloption für die Validität der Probestellenergebnisse soll geschaffen werden.
- Der Abgleich zwischen als relevant eingestuften Umweltfaktoren und der detaillierten Analyse der Monitoringergebnisse soll zu einer verbesserten Defizitanalyse beitragen, sodass die Maßnahmenplanung auf soliden Grundlagen erfolgen kann.
- Die Ergebnisse der statistischen Analyse können über multiple lineare Regressionen als vielfältiges Werkzeug unterstützend in der Maßnahmenplanung eingesetzt werden. Mittels der Regressionsmodelle können:
 - nur punktuell vorhandenen Monitoringergebnisse auf andere Gewässerabschnitte bzw. komplette Fließgewässer extrapoliert werden. Diese Extrapolationsoption unterstützt die Bestimmung des Ortes und der Art von Maßnahmen.
 - Prognosen der „ökologische Effizienz“ verschiedener Maßnahmen erfolgen. Ein direkter Vergleich verschiedener Maßnahmen anhand der prognostizierten Auswirkungen auf die bewertungsrelevante Qualitätskomponente Makrozoobenthos erlaubt eine im Sinne der EG-WRRL zielgerichtete und nachhaltige Planung.

2.3 Vorgehensweise

Der Anspruch der Arbeit, die wasserwirtschaftlichen Planungsgrundlagen für die Mittelgebirgsbäche (Gewässertypen 5, 5.1, 6 und 7) abzusichern und zu verbessern erfordert eine sehr zielgerichtete, intensive Datenanalyse. Die Beschränkung der Analyse auf die Makrozoobenthoszönosen in den hessischen Mittelgebirgsbächen ist durch verschiedene Rahmenbedingungen begründet.

Die Beschränkung auf die Mittelgebirgsbäche erfolgte, weil diese Gewässertypen die Oberläufe von Fließgewässern beschreiben. In diesen Gewässertypen existieren noch anthropogen nahezu unbeeinflusste Abschnitte, die für die Analyse der Daten von hohem Stellenwert sind. Zudem ist es möglich Gewässer, die singulär durch bestimmte Faktoren beeinflusst werden gezielt unter die Lupe zu nehmen. Diese für die Analysen wertvollen Informationen sind in den anderen Fließgewässertypen meist nicht vorhanden, da diese überwiegend die Unterläufe beschreiben und dort bereits eine Vielzahl anthropogen bedingter Beeinträchtigungen vorhanden sind, die zusätzlich durch Überlagerung schwerer differenzierbar sind.

Die Wahl des Makrozoobenthos als Basis für die Analysen heranzuziehen erfolgte ebenfalls aus mehreren Gründen. Für die Mittelgebirgsbäche zählen neben dem Makrozoobenthos die Fischfauna und die

benthische Flora (Makrophyten & Diatomeen) zu den bewertungsrelevanten biologischen Qualitätskomponenten. Die Fischfauna wurde nicht gewählt, da die Erstellung von Fischreferenzen zum Bearbeitungszeitpunkt dieser Arbeit noch nicht abgeschlossen und die Datenbasis für die Auswertung mit dem fischbasierten Bewertungssystem (FiBS) zu inhomogen war. Zudem können bei der Auswertung der fischfaunistischen Daten Effekte durch Besatz- oder Entnahmemaßnahmen die Ergebnisse verfälschen. Die Qualitätskomponente benthische Flora wurde im verfügbaren Datensatz größtenteils auf Basis der Diatomeenbefunde bewertet. Diatomeen gelten als sogenannte Kurzzeitindikatoren und sind im Wesentlichen Indikatoren für die Nährstoffverhältnisse im Fließgewässer. Das Makrozoobenthos dagegen indiziert sehr vielschichtige (kurz- und langfristige Beeinträchtigungen, stoffliche und morphologische Belastungen, etc.) Gewässerbelastungen. Die Bewertung wird mit der Software ASTERICS (ASTERICS, 2006) durchgeführt und die Ergebnisse können sowohl in Form der Rohdaten und in verschiedenen Stufen bis hin zur Gesamtbewertung abgerufen und extrahiert werden. Die aufgeführten Einschränkungen, die die Auswertungen der fischereifaunistischen Daten und der Phytobenthosdaten erschweren, führen dazu, dass als Basis für die Analysen im Rahmen dieser Arbeit die Daten des Makrozoobenthosmonitorings verwendet werden.

Für die Erarbeitung der aufgeführten Ziele werden zwei separate Datenbanken erstellt. In einem ersten Schritt erfolgt die Aufbereitung der Datengrundlage aus den Makrozoobenthosbeprobungen in hessischen Mittelgebirgsbächen. Die Rohdaten von über 750 Probestellen, die von acht verschiedenen Probenehmern in den Jahren 2005 bis 2007 erhoben wurden, werden in ein einheitliches Format konvertiert und mit der Software Perlodes (deutsches Modul der Software ASTERICS) ausgewertet. Die Rohdaten und die Ergebnisse aus Perlodes werden zusammen mit den Daten zur Position der Probestelle in der Datenbank Makrozoobenthos zusammengetragen. Über in Perlodes integrierte Plausibilitätsprüfungen sowie mittels eines Abgleichs zwischen den Probenahmeprotokollen mit vorhandenen Gewässerkartierungen kann eine erste Selektion der Makrozoobenthosdaten erfolgen. Auf diese Weise werden erste Unsicherheiten, die bspw. durch nicht eindeutige Raumbezüge, unplausible Gewässertypisierungen oder unzureichende Probenahmen vorhanden sind, erkannt. Diese Probestellen können markiert und von weiteren Auswertungen ausgeschlossen oder durch Nacherhebungen korrigiert werden.

Eine zweite Datenbank enthält Daten zu Einflussfaktoren auf die Makrozoobenthoszönosen. In die Datenbank werden Parameter integriert, die als relevant für die Makrozoobenthoszönosen eingestuft werden und die aus der vorhandenen Datengrundlage gewonnen werden können. Es werden Parameter gewählt, die zum einen die lokale Situation im 100 m-Abschnitt der Probestelle abbilden (z.B. Gefälle, Strukturgüte) und zum anderen Belastungen aus dem Einzugsgebiet oberhalb der Probestelle (z.B. Landnutzung, Kläranlageneinleitungen) widerspiegeln. Die Aufstellung dieser Datenbank erfolgte größtenteils mithilfe eines GIS-Systems. Da nur ein Teil der Daten direkt vorhanden war mussten vor allem die auf das Einzugsgebiet oberhalb einer Probestelle bezogenen Daten mittels entsprechender Berechnungen aus einem GIS-System ermittelt werden. Hierfür wurde neben den standardmäßig in einem GIS-System vorhandenen Werkzeugen auch das *Soil and Water Assessment Tool* [SWAT, (Arnold et al., 1998)] eingesetzt.

Mithilfe sogenannter struktursuchender statistischer Verfahren erfolgt eine erste Analyse der beiden Datenbanken. Hierfür werden die Datenbanken separat untersucht und die Aussagekraft der verschiedenen Merkmale der Probestellen untersucht. Es können auf diese Weise Parameter (z.B. Metricswerte in der Datenbank Makrozoobenthos, Strukturgüteparameter in der Datenbank Umweltparameter) identifiziert werden, die geeignet sind die Struktur des gesamten Datenspektrums gut wiederzugeben. Durch diese Datenreduktion kann die Vielzahl der vorhandenen Parameter in den Datenbanken reduziert werden, auf wenige Parameter, die in der Lage sind die Streuung der Daten abzubilden. Mittels multivariater statistischer Analysen können dann gezielt Zusammenhänge zwischen den Ergebnissen der Makrozoobenthosbeprobungen und den Daten zu den Umweltfaktoren untersucht werden. Ziel dieser Analysen ist die Identifikation der Umweltparameter, die die bewertungsrelevante Qualitätskomponente Makrozoobenthos maßgeblich beeinflussen. Diese als relevant eingestuften Umweltparameter können in einem weiteren Schritt zu multiplen linearen Regressionsmodellen verarbeitet

werden. Mittels dieser Regressionsmodelle können zwei wesentliche Beiträge für die Gewässerbewirtschaftung geleistet werden.

Zum einen können die punktuell vorhandenen Monitoringergebnisse auf ganze Fließgewässer oder bestimmte Abschnitte extrapoliert werden. Diese Extrapolation der Bewertungsergebnisse kann wertvolle Hinweise für die Positionierung von Maßnahmen in einem Gewässer liefern.

Zum anderen können die Auswirkungen einer Renaturierungsmaßnahme über die Parameter des Regressionsmodells direkt „modelliert“ werden. Dadurch können sowohl die Positionierung als auch die Art der Maßnahmen optimiert werden.

Die beschriebene Vorgehensweise ermöglicht eine Absicherung der planungsrelevanten Daten für die Gewässerbewirtschaftung im Sinne der EG-WRRL. Die Ergebnisse des Monitorings und der Defizitanalyse können durch vorgeschaltete Prüfungen abgesichert werden. Die Maßnahmenplanung kann durch die Regressionsmodelle mit zusätzlichen Informationen versorgt und die direkte Auswirkung verschiedener Maßnahmen auf die Qualitätskomponenten Makrozoobenthos kann abgeschätzt werden. Die Ergebnisse liefern wesentliche Beiträge für eine nachhaltige, effektive Gewässerbewirtschaftung.

3 Theoretische Grundlagen – Stand der Wissenschaft

Das Ökosystem eines Fließgewässers wird von biotischen und abiotischen Umweltfaktoren bestimmt. Die Prozesse und Funktionen der einzelnen Faktoren sowie deren Interaktion sind komplex und charakterisieren als Einheit das Ökosystem Fließgewässer. Die abiotischen Faktoren, wie das Abflussverhalten, die Gewässerstruktur, die chemische und physikalische Beschaffenheit, das Klima, die Geomorphologie sowie die Struktur der Uferzonen beeinflussen den Aufbau der aquatischen Lebensgemeinschaften (biotische Elemente). Fließgewässer bilden ein vielschichtiges Wirkungsgefüge mit der umgebenden Landschaft und den vorhandenen Einflusstrukturen (vgl. Abbildung 3-1). Die Strömung als formende und ökologisch wirksame Kraft ist abhängig von der geologischen Beschaffenheit des Einzugsgebiets, dem geogenen Hintergrund und den hydrologischen Randbedingungen. (Schwörbel und Brendelberger, 2004)

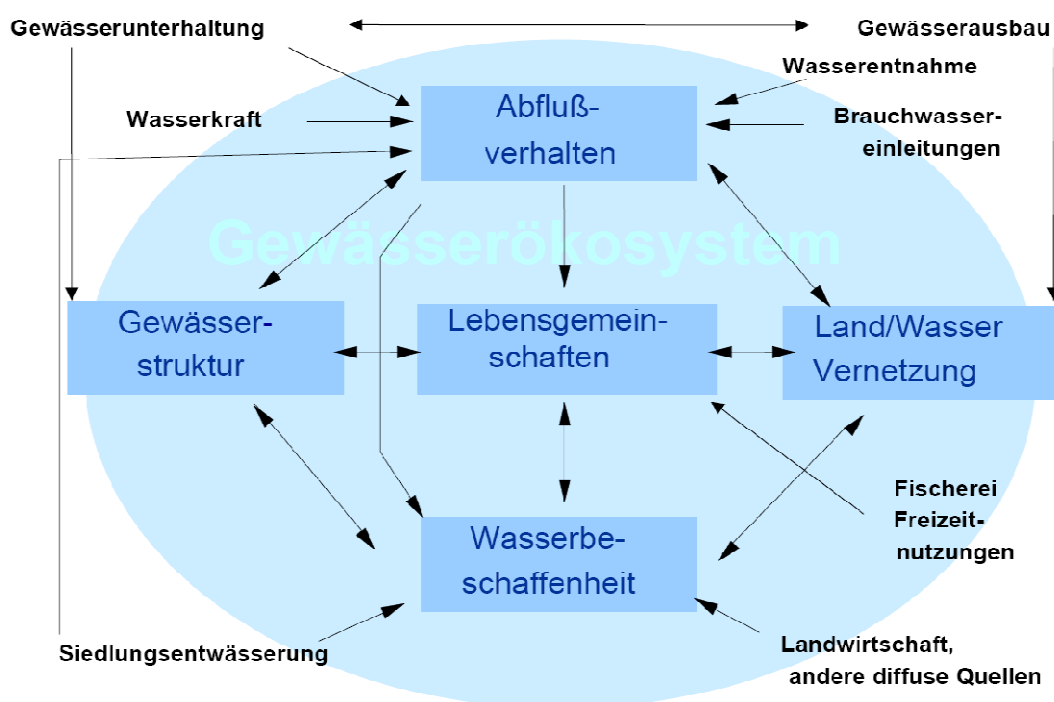


Abbildung 3-1: Systematische Darstellung des Ökosystems eines Fließgewässers [Quelle: (ATV-DVWK, 2001)]

Aus den unterschiedlichsten Kombinationen der Umweltfaktoren resultiert in natürlichen Gewässern eine große Vielfalt an spezifischen Biotopen und dementsprechend eine außerordentliche Fülle an Lebensgemeinschaften. Die meisten Fließgewässer sind jedoch durch anthropogene Einflüsse weit von ihrem natürlichen Zustand entfernt. Infolgedessen haben sich im Laufe der Zeit die Lebensgemeinschaften und ihre Lebensräume verändert. Um die Entwicklung der Fließgewässer in Richtung eines naturnäheren Zustands unterstützen zu können, ist das Verständnis um die Wirkungszusammenhänge und Vorgänge in natürlichen Gewässern erforderlich. Darunter fällt auch die Berücksichtigung der verschiedenen Skalen und Hierarchien, die den Lebensgemeinschaften zugrunde liegen. Anthropogene Eingriffe bewirken Reaktionen im mikro-, meso- und makroskaligen Bereich (m bis km) (Allan und Castillo, 2007) (vgl. Abbildung 3-2).

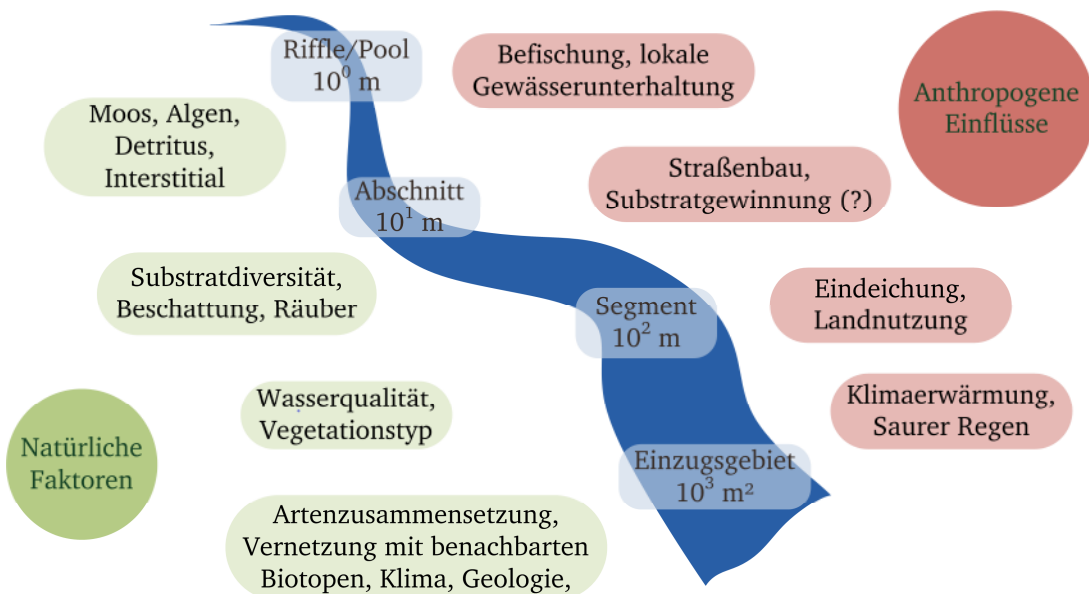


Abbildung 3-2: Die Entwicklung lokaler Biotope ist ähnlich einem Filterungsprozess, bei dem bestimmte Arten entlang des Gewässers durch anthropogene und natürliche Faktoren auf verschiedenen Skalen gefiltert werden [verändert nach (Malmqvist, 2002)]

Durch die im Dezember 2000 in Kraft getretene EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL, 2000) wurde ein neuer Ordnungsrahmen für die Gewässerbewirtschaftung geschaffen, der diese Interaktionen zwischen Umwelt und Gewässer durch die Hervorhebung der Ökologie und des Naturschutzes stärker berücksichtigt. Zu den zentralen Elementen der EG-WRRL gehören unter anderem der nachhaltige und langfristige Schutz der natürlichen Wasserressourcen sowie der Schutz, die Verbesserung und die Entwicklung der aquatischen Lebensgemeinschaften und ihrer Lebensräume und den direkt von ihnen abhängigen Landökosystemen. Dabei ist die Bewertung des „ökologischen“ Zustands stark auf die Bewertung der aquatischen Lebensgemeinschaften abgestellt. Die für die Wasserrahmenrichtlinie bewertungsrelevanten aquatischen Lebensgemeinschaften, auch Qualitätskomponenten genannt, sind die Kieselalgen, die Makrophyten, das Makrozoobenthos und die Fischfauna, für große Fließgewässer zudem das Phytoplankton.

Eine wesentliche Basis für die Zuordnung der Wasserkörper, die Entwicklung der Monitoringkonzepte und Aufstellung der Monitoringprogramme im Sinne der EG-WRRL ist die Typisierung der Fließgewässer. Im Rahmen der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie wurden in Deutschland 24 Fließgewässertypen identifiziert. Alle Fließgewässertypen wurden bezüglich ihrer biozönotischen Bedeutsamkeit mit Makrozoobenthosdaten validiert und für die einzelnen Fließgewässertypen wurden anhand von Referenzgewässern mögliche Referenzzönosen ermittelt (Haase et al., 2004b).

Die vorliegende Arbeit konzentriert sich auf die Qualitätskomponente Makrozoobenthos sowie auf die wirkende abiotische und biotische Umweltfaktoren in Mittelgebirgsbächen. Eine kurze Einführung in die Lebensgemeinschaften und -bedingungen des Makrozoobenthos soll zum Verständnis der erarbeiteten Methodik beitragen. Die abiotischen Randbedingungen, deren Einfluss und Relevanz sowie die wesentlichen anthropogen bedingten Gewässerstressoren werden ebenfalls kurz dargestellt. Die elementaren Züge der EG-WRRL werden zusammengefasst, da die Richtlinie die Grundlage für die Entwicklung der angewandten Bewertungsmethoden ist.

3.1 Europäische Wasserrahmenrichtlinie

Die Mitgliedstaaten der Europäischen Gemeinschaft haben am 23. Oktober 2000 die Richtlinie 2000/60/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (EG-WRRL, 2000) veröffentlicht. Die Richtlinie ist im Dezember 2000 in Kraft getreten. Sie vereinheitlicht die Wasserpolitik in der EU und ist auf eine nachhaltige, langfristige und umweltverträgliche Nutzung der Wasserressourcen ausgelegt. Sie verfolgt einen mehrfach integrierten Ansatz, indem sie sich auf alle Oberflächengewässer, das Grundwasser und Küstengewässer gleichermaßen bezieht und fordert, dass die Interaktionen sowohl der unterschiedlichen Lebensräume als auch der verschiedenen Einflussfaktoren gemeinsam zu betrachten sind. Die zentralen Ziele der Richtlinie sind in Artikel 1 aufgezählt.

- „Der Zustand der aquatischen Ökosysteme und den direkt abhängigen Landökosystemen (Auen) ist zu schützen. Eine Verschlechterung des Zustands ist zu verhindern, eine Verbesserung anzustreben.“
- „Es werden eine nachhaltige Nutzung und der langfristige Schutz der Wasserressourcen gefordert.“
- „Maßnahmen zur Reduktion oder das Einstellen von Einleitungen, Emissionen und Verlusten von prioritären und prioritär gefährlichen Stoffen mit dem Ziel die aquatische Umwelt zu verbessern und zu schützen, sollen eingeleitet werden.“
- „Für das Grundwasser werden die Verhinderung weiterer Verschmutzung sowie eine schrittweise Reduzierung der Verschmutzung gefordert.“
- „Die Auswirkungen von Überschwemmungen und Dürren sollen vermindert werden.“

Diese allgemeinen Ziele werden in Artikel 4 der EG-WRRL durch spezifische Umweltziele konkretisiert. Diese Umweltziele sollen formuliert, operationalisiert und durch die in den Bewirtschaftungsplänen enthaltenen Maßnahmenprogramme erreicht werden. Neben den eher allgemein gehaltenen Zielformulierungen in Artikel 1 wurden neue Ansätze für die Gewässerbewirtschaftung in der Richtlinie verankert. Wesentliche Punkte werden im Folgenden kurz aufgeführt.

Artikel 3 definiert die Grundregeln zur Abgrenzung der Bewirtschaftungseinheiten. Sowohl die Gestaltung einer Flussgebietseinheit (z. B. Zusammenlegung kleinerer Einzugsgebiete gleicher Charakteristik), die Berücksichtigung der Grundwasserkörper sowie organisatorische Regelungen für grenzüberschreitende Flussgebiete auf internationaler und nationaler Ebene sind in diesem Artikel aufgeführt.

Artikel 5 und Artikel 9 (inklusive Anhang III) integrieren ökonomische Aspekte durch die Forderung nach einer wirtschaftlichen Analyse der Wassernutzung in die Planungsaufgabe. Die Aspekte der Wirtschaftlichkeit sind auch bei der Aufstellung der Bewirtschaftungspläne inklusive der Maßnahmenprogramme (Artikel 11) zu berücksichtigen. In Artikel 10 wird ein kombinierter Ansatz für die Berücksichtigung der Verschmutzung aus Punktquellen und diffusen Quellen gefordert.

Für die Umsetzung der Richtlinie wurde ein enger Zeitrahmen vorgegeben. Zu den Fristen gehören unter anderem die Umsetzung in nationales Recht (12/2003), die Bestandsaufnahme (12/2004), die Aufstellung und Umsetzung der Monitoringprogramme (12/2006), die Aufstellung und Veröffentlichung der Bewirtschaftungspläne inklusive der Maßnahmenprogramme (12/2009), die Umsetzung der Maßnahmen (12/2012) sowie die Zielerreichung (12/2015). Während des Planungsprozesses ist die Öffentlichkeit zu informieren und zu bestimmten Punkten anzuhören. Während des Umsetzungsprozesses müssen für viele Anforderungen, die mit den oben aufgeführten Zielen in Verbindung stehen, adäquate Methoden entwickelt werden. Die innerstaatliche und europaweite Abstimmung sowie der Interkalibrierungsprozess sind im ersten Umsetzungszyklus insbesondere bezogen auf die Methodenentwicklung von großer Bedeutung. Durch die starke Ausrichtung der Gewässerbewirtschaftung am Zustand biotischer Parameter war und ist die (Weiter-)Entwicklung einheitlicher, adäquater und belastbarer Methoden für das Monitoring und die Zustandsbewertung erforderlich.

In Anhang V der EG-WRRL werden die für die Einstufung des Zustands der Gewässer erforderlichen Bewertungskomponenten und deren Klassifizierung in das fünfstufige Bewertungssystem qualitativ

beschrieben. Zur Einstufung des Zustands sind die zu bewertenden Komponenten typspezifisch zu bewerten. Dabei beschreibt der sehr gute Zustand ein Gewässer, bei dem die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten denen entsprechen, die bei Abwesenheit störender Einflüsse normalerweise vorhanden wären und keine oder nur sehr geringe Abweichungen anzeigen. Die Werte für die chemisch-physikalischen und hydromorphologischen Qualitätskomponenten zeigen keine oder nur sehr geringfügige anthropogen bedingte Veränderungen an. Beim sehr guten Zustand sind die typspezifischen Bedingungen und Lebensgemeinschaften vorhanden. Der sehr gute Zustand dient als Referenz. Die weiteren Abstufungen in gut, mäßig, unbefriedigend und schlecht orientieren sich an den Abweichungen von diesem Referenzzustand. Im Falle eines guten Zustands zeigen die biologischen Qualitätskomponenten geringe anthropogen bedingte Abweichungen an. Die Werte weichen nur geringfügig von denen ab, die normalerweise ohne störende Einflüsse vorhanden wären. Der Zustand ist als mäßig einzustufen, wenn die Werte der biologischen Qualitätskomponenten mäßig vom Referenzzustand abweichen und Hinweise auf anthropogen bedingte Abweichungen und stärkere Störung als im guten Zustand vorhanden sind. Es besteht Handlungsbedarf im Sinne der EG-WRRL. Der unbefriedigende Zustand ist durch starke anthropogen bedingte Abweichungen bei den Werten der biologischen Qualitätskomponenten und erheblich veränderten Biozöosen gekennzeichnet. Der Zustand ist als schlecht einzustufen, wenn die biologischen Qualitätskomponenten erheblich veränderte Werte aufweisen und große Teile der typspezifischen Biozöosen fehlen.

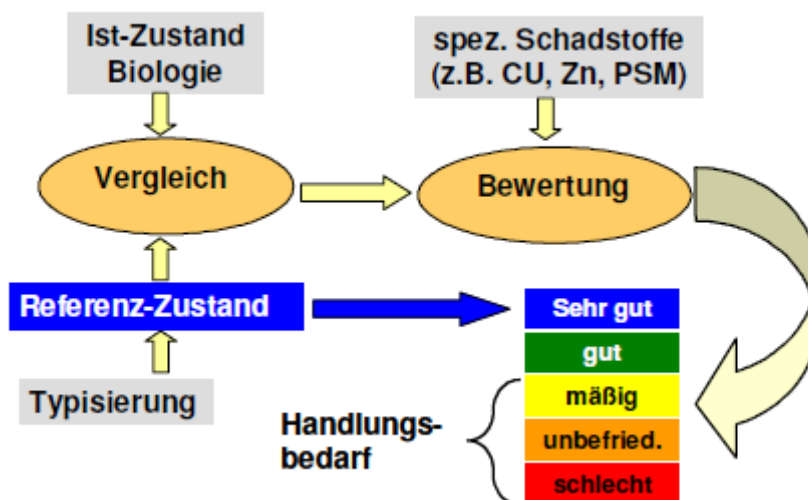


Abbildung 3-3: Bewertungsschema gemäß EG-WRRL für den ökologischen Zustand (nach: (HMUELV, 2007))

Für die Fließgewässer erfolgt die Einstufung des ökologischen Zustands nach biologischen und unterstützend nach hydromorphologischen sowie chemischen und chemisch-physikalischen Qualitätskomponenten. Zu den biologischen Komponenten zählen die Bewertung der Gewässerflora (Phytoplankton sowie Makrophyten und Phytobenthos) und der Gewässerfauna (Fischfauna und Makrozoobenthos). Im Rahmen der vorliegenden Arbeit ist der Fokus auf die biologische Qualitätskomponente Makrozoobenthos gerichtet. In Abbildung 3-4 ist das Bewertungsschema für diese Qualitätskomponente am Beispiel eines Mittelgebirgsbachs (Gewässertyp 5) dargestellt. Das Bewertungsverfahren für die Qualitätskomponente Makrozoobenthos wird in Kapitel 3.3.1 ausführlicher behandelt.

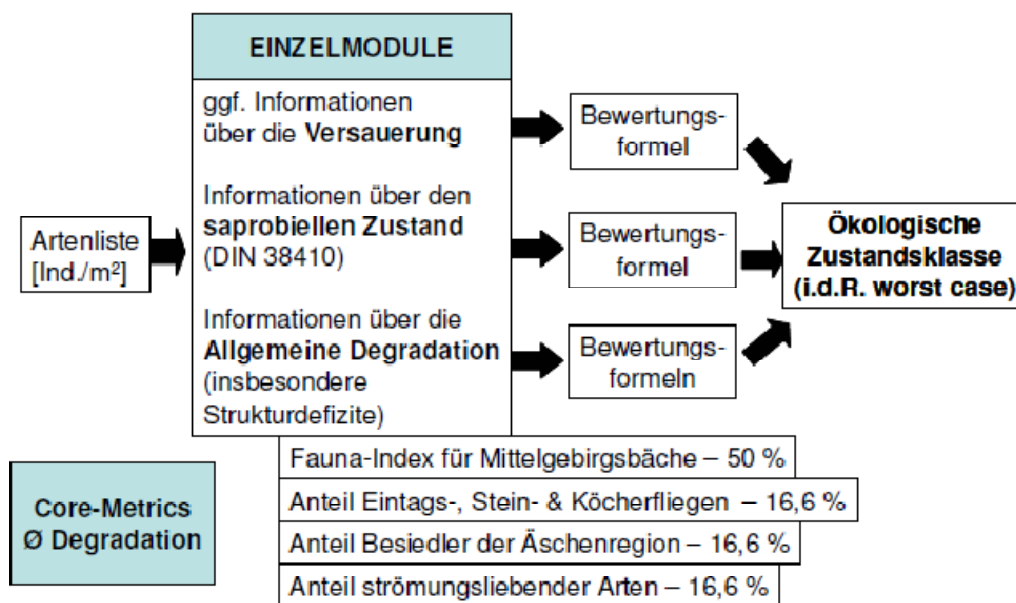


Abbildung 3-4: Bewertungsschema für die Einstufung des ökologischen Zustands der biologischen Komponente Makrozoobenthos am Beispiel des Gewässertyps 5 (HMUELV, 2007)

Die Einstufung der Qualitätskomponente Makrozoobenthos erfolgt auf Basis der Module „Versauerung“, „Saprobie“ und „Allgemeine Degradation“. Das Modul „Allgemeine Degradation“ wird aus den Ergebnissen gewässertypspezifische Core-Metrics ermittelt.

3.2 Fließgewässertypologie

Die Mittelgebirgsbäche werden nach den Steckbriefen von Pottgiesser et. al (Pottgieser et al., 2004) in silikatische oder karbonatische sowie fein- oder grobmaterialreiche Bäche unterschieden. Die daraus resultierenden vier Gewässertypen werden im Folgenden kurz beschrieben.

- **Gewässertyp 5 - grobmaterialreicher, silikatischer Mittelgebirgsbach**

Der Fließgewässertyp 5 beschreibt Fließgewässerabschnitte der Forellenregion (Epi- und Metarhithral) in Kerb-, Mulden oder Sohlentälern. Der Gewässerverlauf ist eher gestreckt, gewunden oder schwach mäandrierend. Das Sohlensubstrat besteht zumeist aus Grobmaterial, wie Schotter und Steine mit zahlreichen und großflächigen Schotterbänken. In den eher langsam fließenden Strecken können feinkörnigere Substrate überwiegen. Das Interstitial ist gut ausgebildet. Der Fließgewässertyp 5 ist im naturnahen Zustand aufgrund der Strömungsverhältnisse, des hohen Sauerstoffgehalts, der niedrigen Temperaturen in den Sommermonaten und der Substratzusammensetzung sehr artenreich bezüglich der benthischen Invertebratenzönose. Charakteristisch sind die Abfolgen von Schnellen und Stillen mit der Bildung von Kolken hinter Querstrukturen (z. B. Totholz, Felsbrocken). (Pottgieser et al., 2004)

- **Gewässertyp 5.1 - feinmaterialreicher, silikatischer Mittelgebirgsbach**

Wie der Fließgewässertyp 5 kommt dieser Gewässertyp in Abhängigkeit der Quellentfernung in unterschiedlichen Talformen vor. Die Gewässerverläufe sind entsprechend den Talformen entweder gestreckt, geschwungen oder mäandrierend. Als Sohlsubstrate dominieren Kies und Sand, es können lokal auch Steine vorhanden sein. Im Gewässerverlauf entstehen Prall- und Gleithänge, es entstehen Sand- und Kiesbänke und kleinräumig können Abfolgen von Schnellen und Stillen vorhanden sein. Die faunistische Besiedlung des Fließgewässertyps 5.1 wird im Gegensatz zu Typ 5 als eher artenarm beschrieben. Es überwiegen Weichsubstratbesiedler und grabende Arten. (Pottgieser et al., 2004)

- **Gewässertyp 6 - feinmaterialreicher, karbonatischer Mittelgebirgsbach**

Dieser Gewässertyp ist in den Löss- und Kreideregionen sowie dem Keuper verbreitet. Der Gewässerlauf ist meist geschlängelt bis mäandrierend und durch ein starkes Erosionspotenzial ist das Gewässerbett häufig tief eingeschnitten und kastenförmig. Die Bettsedimente bestehen größtenteils aus Schluff, Lehm und Feinsanden. Es kommen aber auch Steine und vereinzelt längere kiesgeprägte Abschnitte vor. Dieser Gewässertyp ist schweb- und nährstoffreich und zeichnet sich durch einen mäßig hohen saprobiellen Grundzustand aus, der aus einer aufgrund der Höhenlage geringen Wassertemperatur und einer weitgehenden Beschattung des Wasserkörpers resultiert. (Pottgieser et al., 2004)

- **Gewässertyp 7 - grobmaterialreicher, karbonatischer Mittelgebirgsbach**

Dieser Gewässertyp verläuft meist gestreckt bis stark geschwungen in Kerb-, Mulden- oder Sohlentälern. Das Sohlsubstrat besteht überwiegend aus Steinen und Schotter, wobei in den strömungsberuhigten Bereichen auch Sande und Schlamm vorkommen. Die für die übrigen Mittelgebirgsbäche typischen Abfolgen von Schnellen und Stillen sind bei diesem Gewässertyp schwächer ausgeprägt. Der saprobielle Grundzustand ist vergleichsweise niedrig. Aufgrund der Höhenlage hat dieser Typ eine verhältnismäßige geringe Wassertemperatur. Bedingt durch die Rauigkeit der Sohle und den turbulenten Strömungsverhältnissen wird in ausreichendem Maße atmosphärischer Sauerstoff in die Gewässer eingebracht. (Pottgieser et al., 2004)

3.3 Makrozoobenthos

Als Makrozoobenthos werden die wirbellosen Tiere (Invertebraten) der Gewässersohle bezeichnet, die mit bloßem Auge noch erkennbar sind (Makroinvertebraten). Diese Kleinlebewesen (Insektenlarven von Eintags-, Köcher- und Steinfliegen, Wasserkäfer, Egel, Schnecken, Krebse, Libellenlarven, usw.) sind für die ökologischen Funktionen eines Gewässers von hoher Bedeutung. Sie ernähren sich von organischer Substanz (Algen, Falllaub, Detritus) und anderen Kleinlebewesen und dienen selber als Nahrung für Fische. Insbesondere in Mittelgebirgsbächen sind die verschiedenen Organismen dabei auf ein intaktes Lückensystem im naturbelassenen Sohlensubstrat angewiesen. Damit dieses nicht durch Ablagerungen von feinem Material verschlossen wird, sind periodisch hochwasserbedingte Umlagerungsprozesse erforderlich. Bestimmte Arten weisen mehrere Generationen pro Jahr auf, während beispielsweise bestimmte Steinfliegenarten mehrere Jahre als Larven im Wasser leben, bevor sie das Erwachsenenstadium erreichen. Dementsprechend sind für die Zusammensetzung der tierischen Kleinlebewesen an einer Untersuchungsstelle die Umweltbedingungen der letzten Monate bis Jahre ausschlaggebend. Die Zusammensetzung und Vielfalt eines Bachabschnitts wird von den ober- und unterhalb liegenden Abschnitten, durch Drift und Wanderung der Organismen, geprägt. (Schwörbel und Brendelberger, 2004)

Zur Charakterisierung der Ökologie von Makroinvertebraten gibt es verschiedene Möglichkeiten. Die Tiere können nach Lebensform- oder Fortbewegungstyp, nach Strömungs- oder Habitatpräferenz oder Ernährungsweise gruppiert werden. Abbildung 3-5 stellt exemplarisch die Verteilung der Ernährungstypen im Längsverlauf eines unbelasteten Fließgewässers dar. Diese ökologischen Eigenschaften und Lebensraumpräferenzen können invers zur Indikation schadhafter Einwirkungen auf die Lebensgemeinschaft genutzt werden.

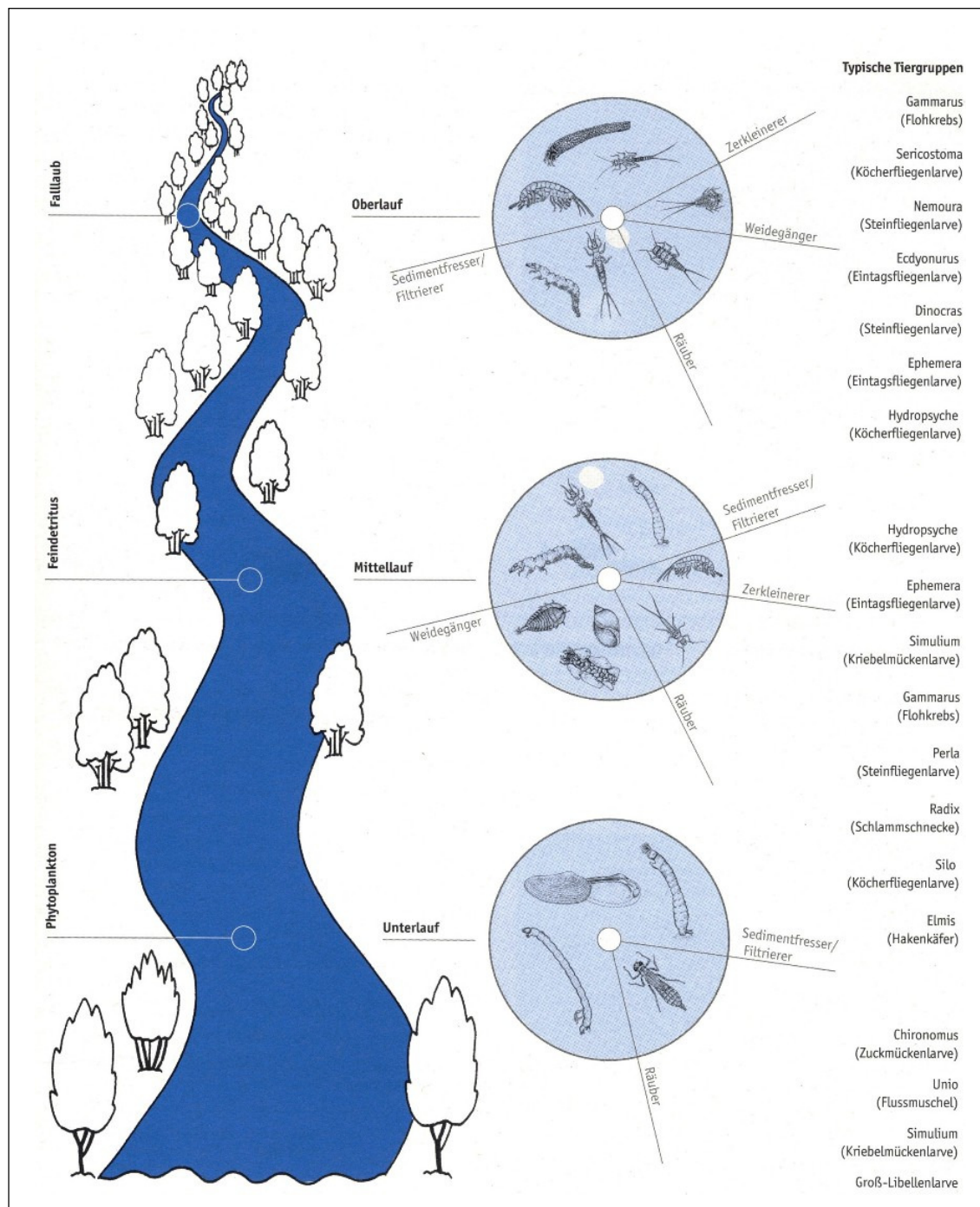


Abbildung 3-5: Zonierung eines unbelasteten Fließgewässers im Längsverlauf mit Ernährungstypen (Quelle: VDG, 2004)

3.3.1 Bewertungsverfahren für Makrozoobenthos

Die Bewertung des ökologischen Zustands eines Gewässers orientiert sich an gewässertypspezifischen Leitbildern und soll Rückschlüsse auf die im Gewässer wirksamen Einflussfaktoren zulassen. Zur Bewertung wird der Istzustand eines Gewässers mit dem typspezifischen Referenzzustand verglichen. Der Referenzzustand entspricht dabei dem Bewertungsergebnis „sehr guter Zustand“, die Abweichungen vom Referenzzustand werden, wie bereits erwähnt, WRRL-konform in die Stufen, gut, mäßig, unbefriedigend und schlecht, klassifiziert.

Die Bewertung des Makrozoobenthos als Teilkomponente zur Bewertung des ökologischen Zustands eines Gewässers erfolgt durch das bundesweit standardisierte Bewertungssystem Perloides, das Bestandteil der Software ASTERICS (ASTERICS, 2008) ist. Das modulbasierte Bewertungssystem Perloides enthält neben Hinweisen zur Wahl des Orts und des Zeitpunkts der Probenahme, Anweisungen zur Aufsammlung, Aufbereitung und Auswertung von Makrozoobenthosproben, die Berechnungssoftware ASTERICS (ASTERICS, 2008). Da sowohl die Bewertungsergebnisse aus ASTERICS als auch die Rohdaten der Probenahmen der hessischen Makrozoobenthosuntersuchungen die Basis für die weiteren Auswertungen in dieser Arbeit bilden, werden die Hinweise zur Probenahme und eine Erläuterung der Bewertungsmethodik im Folgenden dargestellt. Die Software sowie eine ausführliche Dokumentation sind unter www.fliessgewaesserbewertung.de erhältlich.

- **Vorbereitung der Probenahme**

Die Position einer Probestelle im Gewässer sollte derart gewählt werden, dass die resultierenden Ergebnisse den Zustand des Gewässers repräsentieren und keine lokalen Besonderheiten abbilden. Probestellen in unmittelbarer Nähe von Brücken, Einleitungen oder ähnlichen lokalen Einflussfaktoren, die die Probenahme beeinflussen sollten vermieden werden. Die Länge des zu beprobenden Abschnitts sollte in Bächen ($EZG < 100 \text{ km}^2$) etwa 20 – 50 m betragen, bei mittelgroßen und großen Flüssen ($EZG > 100$ bis 10.000 km^2) sollten etwa 50 – 100 m beprobt werden.

Neben der Bestimmung des biozönotischen Fließgewässertyps ist der Zeitpunkt der Probenahme für eine belastbare, aussagekräftige und reproduzierbare Bewertung erforderlich.

Als Zeitpunkt für die Probenahmen sind für Fließgewässer im Tiefland und Mittelgebirge die Monate Februar bis August möglich, in den Alpen und dem Alpenvorland Februar bis Mai. Es wird jedoch empfohlen, Bäche ($EZG > 10$ bis 100 km^2) von Februar bis April und Flüsse ($EZG > 100$ bis 10.000 km^2) von Mai bis Juli zu beproben. Eine Abweichung von den oben genannten Probenahmezeitpunkten kann zu einer Verschlechterung des Bewertungsergebnisses führen.

Ebenfalls negative Auswirkungen auf das Bewertungsergebnis haben Zeiträume, in denen im Vergleich zum „Normalzustand“ (= MQ – mittlerer Abfluss) deutlich veränderte hydrologische Bedingungen herrschen, wie beispielsweise während oder kurz nach einem Hochwasser oder einer Trockenperiode (Haase und Sundermann, 2004).

- **Probenahme**

Bei einer Probenahme werden die vorkommenden Choriotope (Habitate des Makrozoobenthos) proportional zu ihrem Vorkommen an der Probestelle beprobt (Multi-Habitat-Sampling). Basis hierfür bildet die Schätzung der Deckungsgrade der Substrate und anderer Lebensräume (z. B. Wasserpflanzen, Totholz) in 5%-Schritten. Die Anzahl der Teilproben resultiert aus der Abschätzung des Deckungsgrades und wird für die einzelnen Habitate bestimmt. Auf je 5% Deckungsgrad eines Habitattyps entfällt eine Teilprobe; daraus resultieren 20 Teilproben. Falls vorhanden, werden Habitate bzw. Substrattypen mit einem Flächenanteil $< 5\%$ für die Beprobung des Gewässers im Rahmen einer 21. Teilprobe berücksichtigt. Die erforderlichen Angaben zu jeder Probestelle werden in einem Feldprotokoll erfasst. Die Beprobung erfolgt grundsätzlich entgegen der Fließrichtung beginnend am untersten Ende der Probestelle. Für die Entnahme einer Teilprobe wird eine Fläche von $25 \times 25 \text{ cm}$ (projizierte Rahmenmaße des Keschers) bearbeitet. Ausführlichere Anweisungen zur Probenahme sind in „Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung“ (Meier et al., 2006) enthalten.

Die entnommenen Proben werden in einem Labor ausgewertet. Die Auswertung erfolgt durch Bestimmung der nachgewiesenen Arten (Taxa) sowie deren Zählung. Die so entstandene Artenliste bzw. Taxaliste und deren Abundanz (Individuenzahl pro qm) dient als Eingangsparameter für die Berechnung der verschiedenen Bewertungsmodule von ASTERICS. Die Ergebnisse der Berechnungen der Einzelmodule werden über Bewertungsschlüssel zu einem Gesamtergebnis, der ökologischen Zustandsklasse des Makrozoobenthos, zusammengefasst. (Meier et al., 2006)

3.3.2 Module zur Bewertung des ökologischen Zustands des Makrozoobenthos

Das Bewertungssystem Perloides integriert durch seinen modularen Aufbau den Einfluss verschiedener Stressoren in die Bewertung der ökologischen Qualität eines Fließgewässers. Aus der Artenliste eines zu bewertenden Gewässers können folgende Informationen extrahiert und leitbildbezogen bewertet werden.

Die Gesamtbewertung des ökologischen Zustands für die Qualitätskomponente Makrozoobenthos errechnet sich aus den Ergebnissen der einzelnen Module Saprobie, Allgemeine Degradation und Versauerung. Wird das Modul Saprobie mit „sehr gut“ oder „gut“ bewertet, bestimmt das Modul mit der schlechtesten Bewertung den ökologischen Zustand. Im Fall einer schlechteren saprobiellen Qualitätsklasse (mäßig, unbefriedigend, schlecht) kann die Saprobie die Ergebnisse der Module „Allgemeine Degradation“ und „Versauerung“ stark beeinflussen und zu unplausiblen Ergebnissen führen. Eine Anpassung der Modulergebnisse kann vorgenommen werden und anschließend die Gesamtbewertung durch das Modul mit der schlechtesten Qualitätsklasse bestimmt werden. (Meier et al., 2006)

Der modulare Aufbau des Bewertungssystems erlaubt die Analyse der Daten und Ergebnisse auf verschiedenen Ebenen. Neben der Gesamtbewertung können die einzelnen Module, die Core-Metrics (bewertungsrelevante Metrics), einzelne nicht bewertungsrelevante Metrics oder die Rohdaten für eine Defizitanalyse herangezogen werden.

- **Saprobie**

Die Bewertung der Auswirkungen organischer Verschmutzung auf das Makrozoobenthos erfolgt mithilfe des gewässertypspezifischen und leitbildbezogenen Saprobienindex nach DIN 38410 (DIN38410, 2004) (DIN38410/1, 1987). Je höher der berechnete Index ist, desto höher ist die Intensität des Abbaus organischer Substanzen und desto mehr Nahrung steht dem Makrozoobenthos zur Verfügung. Die erhöhte Abbautätigkeit führt zwangsläufig zu einem sinkenden Gehalt an gelöstem Sauerstoff. Mit zunehmender Saprobie verschiebt sich die Lebensgemeinschaft hin zu solchen Taxa, die Defizite im Sauerstoffgehalt tolerieren können. Diese Taxa gehören überwiegend den ökologischen Gruppen Detritusfresser, Feinsedimentbewohner sowie Profundal- und Potamalbewohner an. Der Anteil rheophiler Taxa nimmt dagegen ab.

Bei Saprobienindizes über 3,0 dominieren tolerante Chironomiden (Zuckmücken) und Oligochaeten (Wenigborster). Bei noch höheren Sauerstoffdefiziten weichen auch diese den Mikroorganismen und Massenvorkommen des Abwaspilzes *Sphaerotilus Natans* sind zu beobachten. Viele Steinfliegen- und Eintagsfliegenlarven sind hinsichtlich der Sauerstoffverfügbarkeit besonders anspruchsvoll.

Das Ergebnis des Saprobienindex wird unter Berücksichtigung gewässertypspezifischer Klassengrenzen fünf ökologischen Qualitätsklassen zugeordnet. Die gewässertypspezifische Klassifizierung berücksichtigt die Tatsache, dass organische Verschmutzungen in schnell strömenden Mittelgebirgsbächen mit hohem Anteil an physikalischem Sauerstoffeintrag schon bei Indexwerten ab 2,2 vorhanden sind, während bei langsam fließenden Niederungsbächen bei diesem Wert noch ein guter Zustand erreicht wird. (Klee, 1991)

Gewässer- typ	Grund- zustand	Sehr gut	Gut	Mäßig	Unbefriedigend	Schlecht
5	1,35	$\leq 1,45$	$>1,45 - 2,00$	$>2,00 - 2,65$	$>2,65 - 3,35$	$>3,35$
5.1	1,45	$\leq 1,60$	$>1,60 - 2,10$	$>2,10 - 2,75$	$>2,75 - 3,35$	$>3,35$
6	1,60	$\leq 1,70$	$>1,70 - 2,20$	$>2,20 - 2,80$	$>2,80 - 3,40$	$>3,40$
7	1,45	$\leq 1,60$	$>1,60 - 2,10$	$>2,10 - 2,75$	$>2,75 - 3,35$	$>3,35$

Tabelle 3-1: Saprobielle Qualitätsklasse von Mittelgebirgsbächen des Typs 5, 5.1, 6 und 7 (ASTERICS, 2008)

- **Allgemeine Degradation**

Dieses Modul spiegelt die Auswirkungen verschiedener Stressoren (Degradation der Gewässermorphologie, Nutzung im Einzugsgebiet, Pestizide, hormonäquivalente Stoffe) wider, wobei in den meisten Fällen die Beeinträchtigung der Gewässermorphologie den bedeutsamsten Stressor darstellt.

Im Gegensatz zur Saprobie steht für die Ursache-Wirkungs-Beziehung beim Modul Allgemeine Degradation eine Vielzahl von Einflussfaktoren zur Verfügung. Die Einflussfaktoren sind dabei meist nur schwer zu differenzieren und erstrecken sich über alle im Einzugsgebiet vorhandenen Skalen; von der lokalen Habitat-Skala (Fehlen bestimmter Lebensraumstrukturen) bis hin zur Einzugsgebietsskala (vorherrschende Landnutzung). (Meier, 2008)

Das Modul ist als multimetrischer Index aus Einzelindizes (Metrics), so genannten „Core Metrics“, aufgebaut. Die Ergebnisse der typ- bzw. gruppenspezifischen Einzelindizes werden zu einem multimetrischen Gesamtindex verrechnet, der abschließend in eine Qualitätsklasse von „sehr gut“ bis „schlecht“ überführt wird. Die Bewertung der „Allgemeinen Degradation“ folgt aus der Berechnung der Core Metrics. Diese werden gemäß folgender Gleichung in Werte zwischen 0 (schlechtester theoretischer Wert) und 1 (Referenzzustand) umgerechnet:

$$\text{Wert} = \frac{\text{Metricergebnis} - \text{unterer Ankerpunkt}}{\text{oberer Ankerpunkt} - \text{unterer Ankerpunkt}}$$

Die Ankerpunkte wurden für jeden Metric und jeden Gewässertyp gesondert ermittelt und stehen neben der Auswahl der Core Metrics für die gewässertypspezifische Komponente des Verfahrens.

Der multimetrische Index wird berechnet durch Mittelung des Fauna-Index-Ergebnisses und des Mittelwertes der anderen Core Metrics (jeweils Scores zwischen 0 und 1). Das Ergebnis des multimetrischen Indexes wird (unabhängig vom Gewässertyp¹) wie folgt in die Qualitätsklassen überführt:

Sehr gut	Gut	Mäßig	Befriedigend	Schlecht
> 0,8	0,6 – 0,8	0,4 – 0,6	0,2 – 0,4	≤ 0,2

Tabelle 3-2: Umrechnung in die Qualitätsklassen gemäß EG-WRRL

Der *Fauna-Index* wird wie oben beschrieben zur Hälfte bei der Berechnung der allgemeinen Degradation berücksichtigt. Er basiert auf der Bindung der einzelnen Makrozoobenthosarten an ihr Habitat. Für die Berechnung werden den einzelnen Arten positive (+1, +2) oder negative (-1, -2) Werte zugewiesen. Auf diese Weise können Güte- oder Schadaspekte abgebildet werden, wobei der Wert primär lokale hydromorphologische Bedingungen widerspiegelt (z. B. Vorkommen oder Fehlen bestimmter Mikrohabitate).

Es werden aber auch Habitatstrukturen auf Einzugsgebietsebene (z. B. verstärkte Sedimentation aus intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen) erfasst. Nach Meier (Meier, 2008) indizieren höhere Werte des Metrics (z. B. > 0,49 bei Typ 5) ein strukturell intaktes Gewässer. Ein Hinweis auf strukturelle Verarmung zeigt sich durch das Vorkommen von Taxa, die in Gewässern mit degradiert Morphologie verbreitet sind. Dazu zählen unter anderem der zur Ordnung der Hirudinea (Egel) gehörende *Erpobdella octoculata* oder die zur Ordnung der Trichoptera zählende *Mystazides azurea*. Als maßgebliche Einflussparameter gelten die Strukturgüteparameter „besonderer Sohl- und Uferstrukturen“ und die Anteile der Wald- (Typ 5), Siedlungs- (Typen 5.1, 7) und Ackerflächen (Typ 6) im Einzugsgebiet. (Meier, 2008)

Der Core Metric *EPT* (Ephemeroptera – Eintagsfliegenlarven, Plecoptera – Steinfliegenlarven, Trichoptera – Köcherfliegenlarven) ist einer der verlässlichsten Metrics und sehr sensitiv gegenüber Veränderungen der Wasserqualität. Diese Maßzahl zeigt wie auch die Anzahl der EPTCBO-Taxa weniger Variabilität als die Gesamttaxazahl, beispielsweise bezüglich der Änderungen des Abflusses in verschiedenen Jahren. Sie wird daher weltweit häufig für Bewertungsverfahren eingesetzt. Der Metric spiegelt in erster Linie die Artendiversität wider. Da die EPT-Ordnungen zudem überwiegend gegenüber anthropogenen Stressoren intolerante Taxa beinhalten, reagiert der Metric empfindlicher auf Belastungen als

¹ Anmerkung: Ausnahmen von den oben aufgeführten Berechnungen stellen die Gewässertypen 10 und 20 (Ströme) dar, die in dieser Arbeit nicht betrachtet werden.

die Gesamttaxazahl, insbesondere auch auf toxische Einflüsse. Die drei Insektenordnungen umfassen darüber hinaus Arten mit relativ hohen Habitatansprüchen, sowohl im aquatischen Bereich wie auch im terrestrischen Umfeld. Ein hoher Metricwert steht daher für ungestörte, strukturreiche Gewässer mit hoher Diversität und geringen organischen Belastungen. Niedrige Werte dagegen zeigen Artendefizite auf, die auf verschiedenste Störungen (geringe Strömungs- und Substratdiversität, erhöhtes Temperaturregime, Sediment- und Pestizideinträge, etc.) zurückzuführen sind. Die Insekten der Ordnungen Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera können nach Meier (Meier, 2008) in naturnahen Mittelgebirgsbächen bis zu 70% (Gewässertyp 5 und 5.1) bzw. 65% (Gewässertyp 6 und 7) der vorkommenden Individuen stellen. Niedrige Werte dieses Metrics (Typen 5 und 5.1: $\leq 50\%$, Typen 6 und 7: $\leq 47\%$) sind Hinweise auf defizitäre Gewässerzustände. Die Abundanz- und Artenverhältnisse haben sich verschoben.

Der *Rheoindex* zeigt das Verhältnis von rheophilen und rheobionten (strömungsliebenden und strömungsbedürftigen) Taxa eines Fließgewässers zu den strömungsindifferenten Arten, den Stillwasserarten und den Ubiquisten (Arten ohne spezielle Ansprüche) an. Es werden die Anteile der Arten mit verschiedenen Strömungspräferenzen berücksichtigt, was letztendlich auf die biologisch wirksamen Strömungsverhältnisse im untersuchten Gewässerabschnitt schließen lässt. Der Metricwert nimmt bei Stressoren mit potamalasierender Wirkung wie Wasserentzug, organischer Belastung oder dem Eintrag von Feinsedimenten ab. Es ist zu beachten, dass die Auswirkungen von Stressoren mit rhithralisierender Wirkung wie Kanalisierung eine Zunahme des Metrics bewirken. Die Berechnung erfolgt auf Grundlage von Häufigkeitsklassen. Weitere Umweltfaktoren, die die Höhe des Metricwertes bestimmen, sind der Anteil an Acker- (Typen 5, 6, 7) und Siedlungsflächen (Typ 5.1) im Einzugsgebiet. (Meier et al., 2006)

Der Metric *ER* (Epirhithral) beschreibt den prozentualen Anteil an Individuen, die bevorzugt im Bereich des Epirhithrals (obere Forellenregion) leben. Grundlage hierfür sind die autökologischen Einstufungen der Taxa bezüglich der präferierten Bereiche in der biozönotischen Längszonierung eines Fließgewässers. Epirhithral-Besiedler sind an die Bedingungen der Bachoberläufe angepasst: höhere Strömungsgeschwindigkeiten, gröbere Sohlsubstrate, gute Sauerstoffversorgung, einen niedrigen saprobiellen Grundzustand und niedrigere Sommertemperaturen. Darüber hinaus benötigen viele Epirhithralarten auch die strukturreichen, flachen Uferzonen der Bachoberläufe. Der Anteil an Epirhithral-Besiedlern sinkt, je weniger diese Bedingungen gegeben sind. Nach Meier (Meier, 2008) sind für eine Erniedrigung des Anteils an Epirhithral-Besiedlern meist die Störung des natürlichen Fließverhaltens (z. B. durch Aufstau) oder eine fehlende Beschattung und der damit verbundene Anstieg der Temperaturmittelwerte und –maxima verantwortlich. Als weitere Einflussfaktoren gelten auch der Acker- (Typ 6) oder Waldanteil (Typ 7) im Einzugsgebiet.

Der Metric *HR* (Hyporhithral) beschreibt den prozentualen Anteil an Individuen, die bevorzugt im Bereich des Hyporhithrals (Äschenregion) leben. Grundlage hierfür sind ebenfalls die autökologischen Einstufungen der Taxa bezüglich der präferierten Bereiche in der biozönotischen Längszonierung des Fließgewässers. Hyporhithralbesiedler sind an die Bedingungen der Bachunterläufe angepasst: vergleichsweise hohe Strömungsgeschwindigkeiten, gröbere Sohlsubstrate, gute Sauerstoffversorgung, einen niedrigen saprobiellen Grundzustand und niedrigere Sommertemperaturen. Viele Rhithralarten benötigen zudem die engere Verzahnung des Rhithrals mit strukturreichen Uferzonen. Hyporhithralarten stehen bezüglich dieser Umweltfaktoren schon etwas näher an den Potamalarten als die Epirhithralarten. Der Anteil an Hyporhithralbesiedlern nimmt sowohl zum Epirhithral als auch zum Potamal hin ab. In dem für diesen Metric bewertungsrelevanten Typ 5 (entspricht in aller Regel dem Epi- und Metarhithral) sind daher im ungestörten Zustand nur niedrige Werte des Metrics ($\leq 8\%$ bei Typ 5), zu erwarten.

Ein erhöhter Anteil an Hyporhithral-Besiedlern ($\geq 16\%$) ist häufig auf Störungen des natürlichen Fließverhaltens (z. B. durch Rückstau bei Querbauwerken) oder eine fehlende Beschattung und dem resultierenden Anstieg der Wassertemperaturen zurückzuführen. Als weitere Einflussfaktoren wurden

die Ausprägung der Breitenvarianz, das Vorhandensein besonderer Sohlstrukturen sowie der Waldanteil im Einzugsgebiet identifiziert. (Meier, 2008)

Es sei an dieser Stelle angemerkt, dass die Hinweise zur ökologischen Aussage des Metrics sowie zur Reaktion auf Belastung zum großen Teil auf theoretischen Grundlagen basieren; insbesondere die Reaktion auf unterschiedliche Belastungsarten sowie die Typspezifität dieser Reaktionen sind bisher kaum untersucht und Gegenstand laufender Forschungsprojekte. (Meier et al., 2006)

- **Versauerung**

Anhand des Moduls Versauerung wird eine typspezifische Bewertung des Säurezustands vorgenommen. Hierbei bezieht sich das Berechnungsmodul auf die versauerungsgefährdeten Fließgewässertypen 5 und 5.1. Die Einstufung erfolgt ebenfalls fünfstufig und orientiert sich an den Berechnungen der Säureklassen nach Braukmann und Biss (Braukmann und Biss, 2004).

3.4 Hydromorphologie

Unter Hydromorphologie versteht man die Beschreibung der physikalischen und hydrologischen Beschaffenheit eines Fließgewässerkorridors und der damit verbundenen Abflussdynamik. Die Hydromorphologie ist nicht zuletzt als sogenannte unterstützende Qualitätskomponente bei der Bewertung des biologischen Zustands eines Fließgewässers gemäß der EG-WRRL (EG-WRRL, 2000) eine elementare Komponente der Fließgewässerbewirtschaftung. In Anhang V der EG-WRRL (EG-WRRL, 2000) wird die Hydromorphologie zur Unterstützung der Bewertung des ökologischen Zustands eines Fließgewässers in die Komponenten Wasserhaushalt, Durchgängigkeit und Morphologie unterschieden. Die morphologische Bewertung soll sich gemäß dem Anhang primär an den Strukturparametern Laufentwicklung, Breiten- und Tiefenvarianz, den Strömungsgeschwindigkeiten, den Substratbedingungen sowie der Struktur und Bedingungen der Uferbereiche orientieren. (Patt et al., 2009)

3.4.1 Gewässerstrukturgüte

In Deutschland wurden von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) Kartierungsanleitungen zur Erfassung und Bewertung der Gewässerstruktur erarbeitet (LAWA, 2002). Grundlage für die Bewertung der Gewässerstruktur ist der natürliche Zustand eines Fließgewässers, der durch die Eigendynamik des Gewässers in einem ungestörten Naturraum, in dem sich eine typspezifische Gewässerbett- und Auenentwicklung einstellt, charakterisiert wird. Dieser Referenzzustand wird mit dem Istzustand verglichen und die Abweichungen mittels eines siebenstufigen Bewertungssystems zahlenmäßig erfasst. Nach einer entsprechenden Zusammenfassung der ermittelten Einzelwerte (Aggregation) werden den Gewässerabschnitten dann vorab definierte Strukturklassen zugeordnet.


Strukturklasse	Bezeichnung	Darstellung
1	unverändert	 dunkelblau
2	gering verändert	 Hellblau
3	mäßig verändert	 dunkelgrün
4	deutlich verändert	 Hellgrün
5	stark verändert	 Gelb
6	sehr stark verändert	 Orange
7	vollständig verändert	 Rot

Tabelle 3-3: Klassifikation der Gewässerstruktur nach LAWA (LAWA, 2002)

Die Bewertung der Gewässerstruktur dient nicht nur der Beurteilung des Istzustands, sondern kann auch für die Formulierung von Entwicklungszielen für ein Gewässer herangezogen werden. In

Deutschland werden derzeit zwei Verfahren zur Bewertung der Gewässerstruktur von kleinen Fließgewässern verwendet. Darüber hinaus bestehen Bewertungsverfahren für mittelgroße und große Fließgewässer, Verfahren für Bundeswasserstraßen und Bewertungsverfahren, die den Fluss und die Aue von mittelgroßen Flüssen integrieren.

Das „Übersichtsverfahren“ (für kleine bis mittelgroße Fließgewässer) verzichtet im Gegensatz zum „Vor-Ort-Verfahren“ auf detaillierte, durchgehende Erhebungen vor Ort. Für die Bewertung der Gewässerstruktur werden neun Einzelparameter erfasst, die überwiegend aus Luftbildern und Karten entnommen werden. Die Ergebnisse des Übersichtsverfahrens werden in einer Gesamtbewertung aggregiert und als Entscheidungshilfe für Planungen auf Regional- und Landesebene herangezogen. (Bauer und Wasser, 2004)

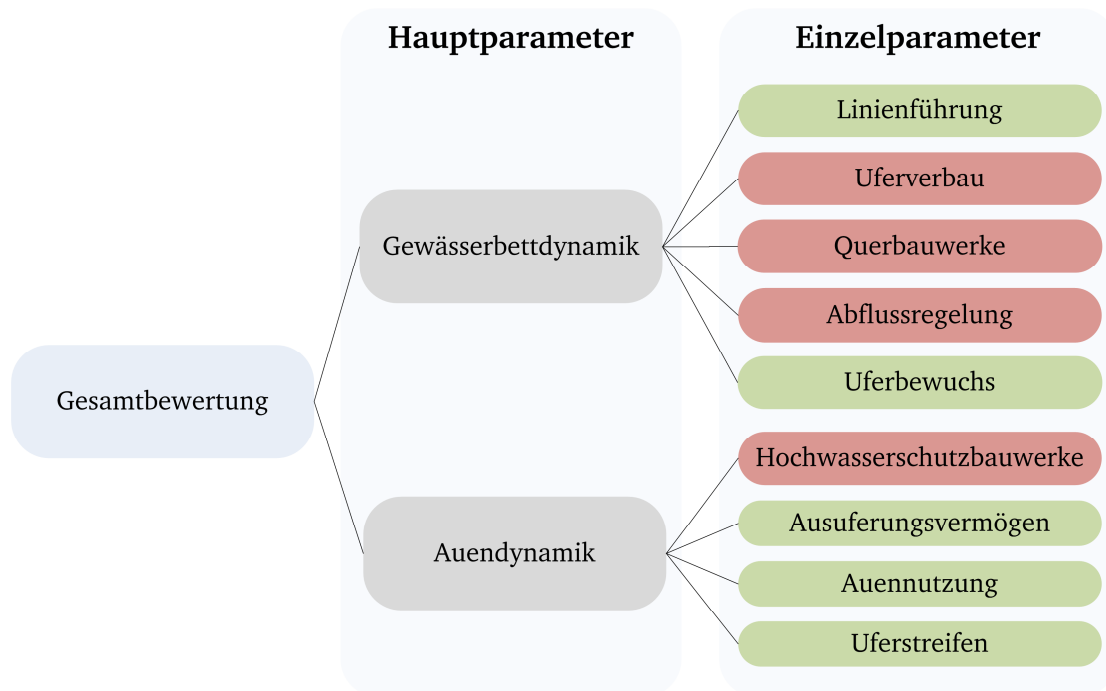


Abbildung 3-6: Bewertungsschema nach dem Übersichtsverfahren (rot hinterlegt - Schadparameter)

Das, verglichen zum Übersichtsverfahren, detailliertere Vor-Ort-Verfahren erfordert die Datenerhebung in situ. In 100-m-Abschnitten werden die in Abbildung 3-7 aufgeführten Einzelparameter erfasst und entsprechend einem typspezifischen Schlüssel in das siebenstufige Bewertungsschema überführt. Durch Mittelwertbildung werden die Bewertungen der Einzelparameter in Hauptparameter zusammengefasst. Die Gesamtbewertung als integraler Bewertungsparameter gibt die Zustandsklasse der Gewässerstruktur wieder. Die Ergebnisse des Vor-Ort-Verfahrens eignen sich für regionale, lokale oder projektbezogene Angaben.

Die Verknüpfung der Strukturdaten mit der aquatischen Fauna ist von hohem wissenschaftlichem Interesse. Die richtige Interpretation der Wirkungszusammenhänge und die Einschätzung der Relevanz der einzelnen Parameter sind für eine zielführende, ökologisch sinnvolle wasserwirtschaftliche Planung von großer Bedeutung. Die Formulierung struktureller Mindestansprüche und die Rückkopplungen zu funktionalen und taxonomischen Zusammenhängen der aquatischen Fauna über die Strukturparameter sind für die Erreichung oder den Erhalt des „guten ökologischen Zustands“ im Sinne der EG-WRRL erforderlich.

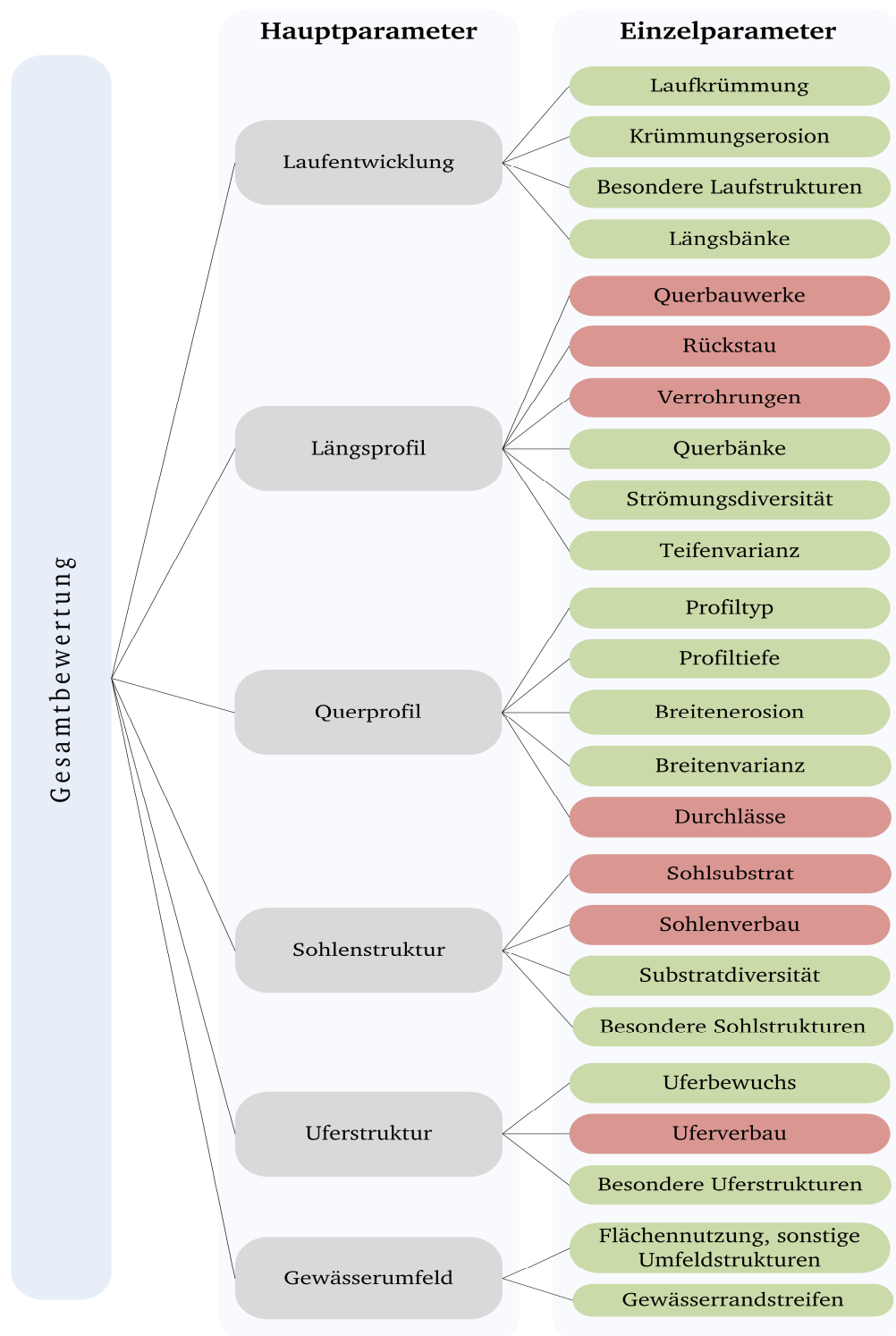


Abbildung 3-7: Bewertungsschema des Vor-Ort-Verfahrens nach LAWA (rot hinterlegt - Schadparameter)

3.4.2 Abflussdynamik

Zur Hydromorphologie zählen, wie bereits zu Beginn dieses Abschnitts erwähnt, im Sinne der EG-WRRL neben diesen rein morphologischen Parametern noch die Abflussdynamik eines Gewässers sowie die Vernetzung mit dem Grundwasser.

Die Abflussdynamik resultiert unmittelbar aus der Beschaffenheit eines Einzugsgebiets, wobei sich die Beschaffenheit aus dem natürlichen Zustand und den anthropogenen Umformungen zusammensetzt (Leibundgut und Hildebrand, 1999). Eine natürliche Abflussdynamik ist von hoher Bedeutung für die Funktionsfähigkeit des aquatischen Ökosystems. Durch die zeitliche Variabilität der Strömungsverhältnisse werden wichtige Prozesse im Gewässer beeinflusst. Die Abfolge von verschiedenen Abflüssen (Hoch-, Mittel- und Niedrigwasser), die Dauer und der Zeitpunkt ihres Auftretens sowie die Amplituden charakterisieren das Abflussregime eines Fließgewässers und sind physikalische Faktoren, die die Zusammensetzung und Entwicklung der aquatischen Fauna und Flora mitbestimmen. (Otto und Reh, 1999)

3.5 Stoffliche Wirkungszusammenhänge

Der Stoffhaushalt eines Fließgewässers wird in starkem Ausmaß von der Geologie, Pedologie, Topografie, Landnutzung und Ökologie des Einzugsgebiets, also externen Faktoren, gekennzeichnet. Im Gegensatz zu stehenden Gewässern spielen die anaeroben Verhältnisse und biogenen internen Metabolismen in kleinen bis mittelgroßen Fließgewässern eine untergeordnete Rolle. Bei großen Fließgewässern nimmt ihre Bedeutung zu (Schwörbel und Brendelberger, 2004). Wesentliche Prozesse, die den Stoffhaushalt in einem Mittelgebirgsbach bestimmen, sind Lösungsvorgänge, Verdunstung, Ausfällung, Adsorption, Desorption, chemische Umsetzungen im Gewässer und der Austausch mit der Atmosphäre. Die Interaktion mit dem Grundwasser kann, besonders durch laterale Zuströme und Interflow, beträchtliche Mengen an Stickstoff oder gelösten organischen Verbindungen in ein Gewässer befördern (Hill, 1990).

Den Stoffhaushalt kann man in chemische und biotische Faktoren untergliedern. Maßgebende Elemente der chemischen Faktoren sind die Sauerstoff- und Nährstoffverhältnisse sowie die anorganischen Stoffe.

Die ausreichende Versorgung mit Sauerstoff ist grundlegende Voraussetzung für eine artenreiche Lebensgemeinschaft im Gewässer. Die Zufuhr von Sauerstoff erfolgt in Fließgewässern über die Atmosphäre und Fotosynthese. In schnell fließenden Bächen mit hoher Turbulenz ist der atmosphärische Eintrag so hoch, dass die Sauerstoffsättigung meist nahe dem Sättigungswert (100%) liegt. In strömungsberuhigteren Bereichen (Rückstau, Tieflandflüsse), bei Erwärmung (Sonneneinstrahlung, Abwärme von Einleitungen) oder Abwassereinleitungen (erhöhter Sauerstoffbedarf durch Abbauprozesse) können dagegen für die aquatischen Organismen kritische Sauerstoffverhältnisse entstehen. Über den Saprobienindex erhält man indirekt Informationen über den Sauerstoffgehalt eines Fließgewässers. Die Saprobie in einem Fließgewässer beschreibt die Biomasse und den Umsatz der heterotrophen (sich selbst ernährenden) Organismen und bildet das Komplementär zur Trophie, die durch die Biomasse und den Umsatz der autotrophen Organismen (z.B. über Photosynthese) gekennzeichnet ist. Die Zufuhr von organisch abbaubaren Stoffen in Abwässern verbessert das Nahrungsangebot der heterotrophen Organismen und stört das Gleichgewicht zwischen Saprobie und Trophie. Eine Veränderung im Nahrungsangebot der Mikroorganismen führt zu einer adaptiven Veränderung der Biozönose. Durch eine Erhöhung der Abbauleistung durch Vermehrung der heterotrophen Organismen beginnt im Gewässer die sog. Selbstreinigung. Nach Schwörbel und Brendelberger (Schwörbel und Brendelberger, 2004) kann der Gleichgewichtszustand zwischen Trophie und Saprobie wie in Abbildung 3-8 schematisiert werden. Bei Belastung durch organische Stoffe nimmt die Saprobie zu ($S \rightarrow S'$) und die Trophie ab ($T \rightarrow T'$). Die Selbstreinigung reguliert in einem intakten Fließgewässerökosystem das Gleichgewicht auf S'' und T'' .

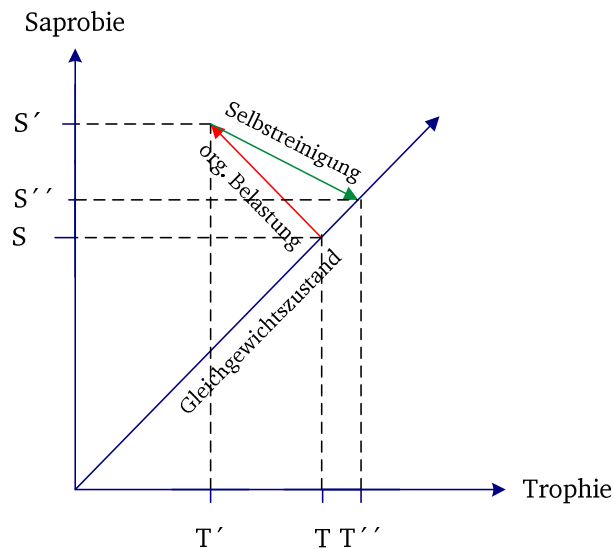


Abbildung 3-8: Beziehung zwischen Saprobie und Trophie. [nach: (Schwörbel und Brendelberger, 2004)]

Mittels bestimmter Indikatororganismen, den Saprobien (Taxa des Makrozoobenthos mit Präferenzen hinsichtlich des Sauerstoffgehaltes), kann der Saprobienindex ermittelt werden. Der Saprobienindex ist in das Verfahren für die Bewertung des ökologischen Zustands von Fließgewässern über die biologischen Qualitätskomponente „Makrozoobenthos“ (vgl. Kapitel 3.3.2) (ASTERICS, 2006 ; Meier et al., 2006) integriert.

Die Pflanzennährstoffe Phosphor und Stickstoff sind ebenfalls von großer Bedeutung für die Entwicklung der Lebensgemeinschaften in Fließgewässern. Die Verfügbarkeit dieser Nährstoffe begrenzt oder fördert die Entwicklung der lebenden Pflanzenmasse. Die Nährstoffe werden durch Vorgänge wie Abschwemmung, Erosion, Deposition oder durch Drainagen, Einleitungen aus Kläranlagen oder Regenentlastungsbauwerken gelöst oder als Partikel in ein Gewässer eingetragen. In der fließenden Welle finden biotische und abiotische Umsetzungsprozesse statt, sodass der Nährstoffkreislauf aufgrund der gerichteten Fließbewegung zu einer Nährstoffspirale auseinandergezogen wird (Newbold et al., 1981). Je kürzer diese Spiralen sind, desto höher ist die Umsetzungsrate von Nährstoffen. Das Angebot an Nährstoffen und Faktoren wie Licht-, Sauerstoff-, Temperatur- und Strömungsverhältnisse regeln die Primärproduktion des biogenen Stoffumsatzes im Fließgewässer.

Phosphat ist in vielen Gewässern der limitierende Faktor des pflanzlichen Lebens und daher in den meisten Fällen für die Eutrophierung verantwortlich (Klee, 1991). Die Wirkung des Phosphors muss gewässertypspezifisch betrachtet werden und ist stark abhängig von den Eigenschaften eines Gewässerabschnitts. Besonders in strömungsberuhigten Bereichen (Rückstau, Buchten) manifestiert sich die Wirkung des Phosphors. Der Gesamtphosphorgehalt eines Gewässers kann in drei Fraktionen untergliedert werden:

- Orthophosphat (anorganisch, gelöstes Phosphat)
- organisch gelöstes Phosphat
- organisch partikuläres Phosphat

Die maßgeblichen Eintragspfade von Phosphor sind die Erosion aus landwirtschaftlichen Flächen und die Einleitung von Abwässern aus Kläranlagen und Kanalisation. (Schwörbel und Brendelberger, 2004)

Stickstoff ist in Fließgewässern meist in größeren Mengen als Phosphor vorhanden. Die wichtigsten anorganischen Stickstoffverbindungen in Fließgewässern sind Nitrit, Nitrat und Ammonium. Die Konzentrationen von Ammonium und Nitrat sind in unbelasteten Fließgewässern meist gering. Durch bakterielle Umsetzung werden die in partikulärer oder gelöster organischer Substanz enthaltenen Stickstoffverbindungen zu Ammonium und weiter zu Nitrat abgebaut. Stickstoff wird meist über Erosion oder Abschwemmungen aus den anstehenden landwirtschaftlich genutzten Flächen (Dünger), Einleitungen aus Kläranlagen oder der Kanalisation und über Falllaub und Stickstofffixierung aus der Luft durch Cyanobakterien (Blaualgen) in Oberflächengewässer eingetragen. (Schwörbel und Brendelberger, 2004)

Die Konzentrationen anorganischer Stoffe (z. B. Kalium, Kalzium, Natrium, Magnesium, Silikate) werden in natürlichen Einzugsgebieten von der geologischen Situation bzw. der Zusammensetzung des Sohlmaterials bestimmt (Patt et al., 2009). Die Mittelgebirgsbäche in Deutschland werden in Karbonat- und Silikatgewässer unterschieden. Diese Differenzierung ist für die Bioindikation relevant, da die Biozönosen dieser Gewässertypen sich stark unterscheiden. (s. auch Kapitel 3.2)

Zu den wichtigen Elementen des Stoffhaushalts eines Fließgewässers gehört die Nahrungskette. Die einzelnen Glieder dieser Kette, die Produzenten, Konsumenten und Destruenten stehen in natürlichen Fließgewässern im Gleichgewicht zueinander. Anfangspunkt der Nahrungskette sind die Produzenten (z. B. Algen, Phytoplankton, höhere Pflanzen), die unter Nutzung von Energie (meist Strahlungsenergie – Photosynthese) aus anorganischen Stoffen (Nährstoffe) organische Substanz, sogenannte Biomasse, aufbauen. Während bei den Produzenten Biomasse erzeugt wird, findet bei den Konsumenten (z. B. Fische) eine Umwandlung der Biomasse statt. Die Destruenten (z. B. Bakterien, Pilze) mineralisieren die organische Substanz der abgestorbenen Produzenten und Konsumenten und stellen damit wieder anorganische Substanz als Nahrung für die Produzenten zur Verfügung. (Schwörbel und Brendelberger, 2004)

3.6 Anthropogene Einflußstrukturen

Als anthropogene Belastungen können durch Menschen verursachte Verunreinigungen und physikalische Beeinflussungen von Fließgewässern aufgefasst werden, die das betroffene Gebiet und die aquatischen Lebensgemeinschaften unmittelbar und nachteilig verändern. Die EG-WRRL enthält in Anhang II eine Aufzählung dessen, was als anthropogene Belastung bei der Zustandsanalyse und Planung zu berücksichtigen ist. Im Grunde können die anthropogenen Belastungen nach punktueller oder diffuser Verschmutzung, morphologischer, mengenmäßiger Veränderung sowie Abflussregulierung differenziert werden. Im Folgenden werden signifikante Belastungsquellen und deren mögliche Auswirkungen auf Fließgewässer dargestellt. Die Untergliederung erfolgt dabei nicht dem verbreiteten Muster nach Belastungsart, sondern nach der Belastungsquelle. Begründet ist dies unter anderem durch die für die wasserwirtschaftliche Planung grundlegende Fragestellung: Welche Belastungsquelle ist dominant und ausschlaggebend für den defizitären Zustand von Fauna und Flora eines Gewässers?

3.6.1 Punktuelle Belastungen

Zu punktuellen Belastungen zählen Einleitungen in ein Gewässer, deren Standort sich eindeutig bestimmen lässt. Darunter fallen im Wesentlichen Einleitungsstellen aus Entlastungsbauwerken der Kanalisation sowie die Ausläufe von Kläranlagen. Nach Bischof und Hosang (Bischof und Hosang, 1998) ist die Entwässerung von Wohnsiedlungen und Industrieanlagen eine selbstverständliche Forderung neuzeitlicher Ortshygiene. Die Aufgabe der Entwässerung ist es, das in Siedlungsgebieten anfallende Schmutz- und Niederschlagswasser zusammenzuführen, betriebssicher und gefahrlos abzuleiten und durch eine entsprechende Behandlung unschädlich zu machen. (Bischof und Hosang, 1998)

• Regenentlastungsanlagen

In der Regel werden die Entwässerungsverfahren nach Art der Kanalauslegung in Mischverfahren und Trennverfahren unterschieden. Im Mischverfahren wird das Schmutzwasser gemeinsam mit dem Regenwasser in einer Rohrleitung befördert. Um die Belastung der Kläranlage und die Dimensionen der Rohrleitungen im Regenwetterfall zu begrenzen, werden Entlastungsbauwerke im Kanalsystem angeordnet, die im Regenwetterfall überschüssiges Mischwasser in ein Gewässer entlasten. Beim Trennverfahren werden getrennte Leitungen für die Beförderung von Regen- und Schmutzwasser verlegt. Das Regenwasser wird in der Regel direkt dem Gewässer zugeführt, das Schmutzwasser der Kläranlage. (Maniak, 2005)

Die Einleitungen aus Entlastungsbauwerken der Kanalsysteme urbaner Gebiete stellen einen möglichen Stressfaktor der aquatischen Fauna und Flora in Fließgewässern dar. Im Entlastungsfall bewirken die Einleitungen sowohl stoffliche und hydraulische als auch hygienische Belastungen im Gewässer. Nach Gammeter (Gammeter, 1996) können die jährlich aus Regenentlastungsanlagen eingeleiteten Frachten je nach Stoff bis zur Hälfte der Fracht aus Kläranlagen betragen. Die Einwirkungen auf das Gewässer und die Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaften im Gewässer unterstehen komplexen Wirkungsgefügen und sind zudem abhängig von Gewässertyp und Beschaffenheit des Einzugsgebiets. Ob die Belastungen ein Problem für das Gewässer bedeuten, muss für jede Einleitungsstelle individuell unter Berücksichtigung lokaler Verhältnisse untersucht werden. Auch das Zusammenspiel mehrerer hintereinander angeordneter Entlastungsanlagen muss dabei berücksichtigt werden, da infolge von Überlagerung aus mehreren „kleineren“ Entlastungsanlagen in der Summe Schaden verursachende Entlastungen resultieren können (Klawitter, 2006). Entlastungsereignisse können anhand der Dauer ihrer Auswirkung und der Art ihrer Belastung folgendermaßen unterschieden werden:

Belastungsart		Wirkung	Betroffen	Auslöser
stofflich	Ammoniaktoxizität	kurzfristig	Fische, Makrozoobenthos	Ammonium (Gleichgewicht zwischen NH ₄ -N und NH ₃ -N über pH-Wert und Temperatur)
	Sauerstoffdefizit	kurzfristig	Fische, Makrozoobenthos	Abbau und Umwandlung von Nährstoffen und Biomasse
	Kolmation	langfristig	Fischeier, Larven	Feststoffe (AFS)
Hydraulischer Stress		kurzfristig	Fische, Makrozoobenthos	Erhöhung der Abflussbeschleunigung und Sohlschubspannung

Tabelle 3-4: Übersicht der Belastungsart und Dauer der Auswirkungen von Regenentlastungsereignissen [verändert nach (Gammeter, 1996)]

Eine qualitative Einstufung des Gefährdungspotenzials der unterschiedlichen Belastungsarten in Abhängigkeit des Gewässertyps ist im Merkblatt 3 des BWK: „Ableitung von immissionsorientierten Anforderungen an Misch- und Niederschlagswassereinleitungen unter Berücksichtigung örtlicher Verhältnisse“ des BWK (BWK, 2001) enthalten. Die aufgeführten Belastungsarten sind in der Regel maßgeblich für defizitäre ökologische Zustände im Gewässer. Belastungen durch Keime, Temperaturänderungen, erhöhte Nitritkonzentration können ebenfalls zu Schäden der Gewässerbiozönose führen, treten aber vergleichsweise selten auf und werden im Rahmen dieser Arbeit nicht näher untersucht.

Legende:		Akute und verzögerte Wirkungen			Langzeitwirkungen		
-	n. relevant	Hydraulische Einflüsse	stoffliche Einflüsse (chem.—physikal.)		Morphologische Schädigung	Stoffliche Einflüsse	
+	relevant						
++	sehr relevant						
+++	dominierend						
()	situationsabhängig						
Gewässergröße	Lage des Einzugsgebiets	Hydraulischer Stress / Geschiebeumlagerungen	O ₂ -Defizit	NH ₃ -N Toxizität	Strukturdefizite	Nährstoffe/ Eutrophierung	Akkumulation: Verschlammung Schwermetalle / Xenobiotika
Bäche kl. Flüsse A _{EO} < 500 km ²	Mittelgebirge (steil)	++ (+)	(+)	(+)	+ (+)	(+)	(+)
Flüsse Ströme A _{EO} > 500 km ²	Mittelgebirge (steil)	-	-	-	(+)	(+)	(+)

Tabelle 3-5: Gewässertypspezifisches Gefährdungspotenzial von Niederschlagswassereinleitungen [verändert nach (BWK, 2001)]

Ammoniak (NH₃) steht über den pH-Wert und die Wassertemperatur im Gleichgewicht mit Ammonium (NH₄) (s. Abbildung 3-9) und führt bereits in geringen Konzentrationen zu Schädigungen der Fauna. Insbesondere Fische werden von der akuten toxischen Wirkung geschädigt. Nach Hamm (Hamm, 1991) können bereits bei Konzentrationen von > 0,001 mg/l NH₃-N bei Fischen (Regenbogenforelle) chronische Schädigungen hervorgerufen werden. Die Letalkonzentration LC50² des Ammoniaks für die Makroinvertebraten liegt bei 0,4 mg/l bis 4,2 mg/l und bei Fischen im Bereich von 0,8 mg/l bis 3,0 mg/l.

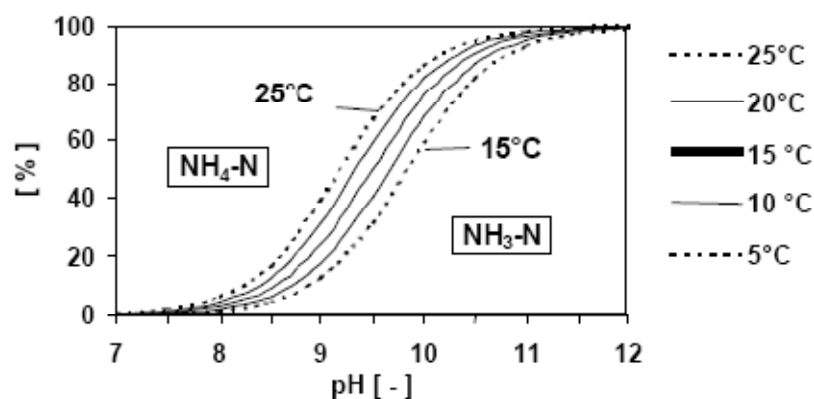


Abbildung 3-9: Prozentualer Anteil von Ammoniak am Ammonium in Abhängigkeit von der Wassertemperatur und dem pH-Wert (Emerson et al., 1975)

Sauerstoffzehrende Umsetzungsprozesse im Gewässer infolge von Mischwassereinleitungen können ebenfalls zu Schäden der Gewässerbiozöten führen. Fische und Makroinvertebraten sind auf eine kontinuierlich ausreichende Sauerstoffversorgung angewiesen, sodass auch kurzzeitige Unterschreitungen des notwendigen Sauerstoffgehalts zum Absterben von Fischen und Makroinvertebraten führen können. Im Entlastungsfall können Sauerstoffdefizite im Gewässer durch:

² Die Letalkonzentration LC50 ist die Konzentration einer Substanz, bei der 50 % der Versuchstiere innerhalb eines bestimmten Untersuchungszeitraums sterben.

- den Eintrag sauerstoffzehrender, organischer Substanzen,
- die Nitrifikation des eingetragenen Ammoniums sowie
- durch Resuspension abgelagerter, sauerstoffzehrender Feinsedimente

hervorgerufen werden.

Ausmaß und Dauer des Sauerstoffverbrauchs sind dabei abhängig von der Art des Gewässers, den Sedimenteigenschaften sowie den vorherrschenden Strömungsbedingungen, da neben den Zehrungsprozessen durch erhöhte Turbulenz während Entlastungen und den hohen Tagesamplituden des Sauerstoffgehalts im Gewässer auch die Sauerstoffanreicherung verändert wird. (Klee, 1991)

Die bei Entlastungsereignissen eingetragenen **Feststoffe** stammen im Wesentlichen aus den Einleitungen der Kanalisation während Entlastungsereignissen und haben durch ihre akkumulierende Wirkung negative Auswirkungen auf die Gewässerbiozöten. Die Feststoffe führen zur Kolmation der Gewässersohle, wirken jedoch im Gegensatz zur Ammoniaktoxizität oder dem Sauerstoffdefizit lang- und nicht kurzfristig. Das übliche Maß für den Gehalt an ungelösten Stoffen ist die Konzentration an abfiltrierbaren Stoffen (AFS), einem Summenparameter, der mineralische und organische Anteile umfasst. Die AFS setzen sich aus Trüb-, Schwimm-, absetzbaren und Schwebstoffen mit unterschiedlichen chemischen und physikalischen Eigenschaften zusammen. Aufgrund der Vielfältigkeit der AFS sind die Wirkungen auf die Biozöten sehr verschieden. Aus diesen Gründen wird im Merkblatt 3: „Ableitung von immissionsorientierten Anforderungen an Misch- und Niederschlagswassereinleitungen unter Berücksichtigung örtlicher Verhältnisse“ des BWK (BWK, 2001) und dem hessischen „Leitfaden für das Erkennen ökologisch kritischer Gewässerbelastungen durch Abwassereinleitungen“ (HMULV, 2004) auf die Formulierung von Grenzwerten verzichtet. Es wird jedoch empfohlen, grundsätzlich alle Maßnahmen zur Reduktion stofflicher und hydraulischer Maßnahmen so zu konzipieren, dass auch ein möglichst optimaler Feststoffrückhalt gewährleistet wird (HMULV, 2004).

Durch Zunahme der versiegelten Flächen infolge Urbanisierung eines Einzugsgebiets wird mehr Oberflächenwasser schneller dem Gewässer zugeführt. Der höhere und schneller ansteigende Abfluss im Gewässer ist im Wesentlichen auf die Bemessungs- und Planungsgrundlagen bestehender Kanalsysteme zurückzuführen, die primär eine Minimierung der organischen und partikulären Einträge verfolgten. Insbesondere in kleineren Fließgewässern sind jedoch die Belastungen infolge der Veränderungen des Abflussregimes von größerer Bedeutung für die Gewässerbiozöten. Die **hydraulischen Belastungen** durch Entlastungsereignisse führen durch erhöhte Fließgeschwindigkeiten und Sohlschubspannungen zu unnatürlichen Veränderungen des Gewässerbetts und einer Drift der Kleinlebewesen. In (Fischer, 1998a) wurden aus der Literatur drei Einzelfaktoren hydraulischer Belastung zusammengetragen, die auf die Gewässerbiozöten einwirken:

- hydraulischer Stress infolge Anstieg und Fluktuation der Strömungsgeschwindigkeit
- Geschiebeführung und Reduktion der Substratstabilität durch Zunahme der Sohlschubspannung
- „Sandstrahleffekt“ durch anorganische, suspendierte Stoffe

Diese Auswirkungen der Mischwassereinleitungen auf ein Gewässer treten nicht isoliert auf und sind durch additive und synergetische Effekte nur schwer differenzierbar. Die Auswirkungen im Gewässer sind zudem stark abhängig von dem Einleitungs- und Gewässerabfluss sowie der Morphologie unterhalb der Einleitung. (Podraza, 1999)

• Kläranlagen

Kläranlagen behandeln und reinigen Abwasser, das von der Kanalisation gesammelt und zu ihnen transportiert wurde. Die übergeordneten Ziele bei der Behandlung von Abwasser in Kläranlagen sind der Schutz von Boden und Gewässer vor schädlichen Verunreinigungen sowie die Vermeidung der Beeinträchtigung der Nutzung von Boden und Gewässer und den dortigen Lebensgemeinschaften. Die gesetzlichen Anforderungen an die kommunalen Abwasseranlagen sind in der EU-Richtlinie über die

Behandlung von kommunalem Abwasser (91/271/EWG, 1998) sowie im Wasserhaushaltsgesetz (WHG, 2008) des Bundes festgelegt. In Hessen sind die Anforderungen im Hessischen Wassergesetz (HWG, 2007) und der Eigenkontrollverordnung (EKVO, 2007) verankert. (HMUELV, 2009)

Die Menge und Zusammensetzung des einer Kläranlage zugeführten Abwassers ist von verschiedenen Faktoren, wie beispielsweise der Besiedlungsdichte, der Größe des Einzugsgebiets, dem Wasserbedarf und den im Einzugsgebiet der Kläranlage vorhandenen Gewerbe- und Industriebetrieben, abhängig. Die Reinigung des Abwassers in den Kläranlagen erfolgt durch mechanische, biologische und chemische Verfahren. Das gereinigte Abwasser enthält dennoch Reste von Nähr- und Schadstoffen von gelösten organischen Stoffen (DOC), adsorbierbaren organisch gebundenen Halogenen (AOX, [Chlor, Brom, Jod]) sowie Schwermetalle, Keime und Pflanzenschutzmittel. Die Wirkungen im Gewässer umfassen die Eutrophierung, die damit verbundene erhöhte Sauerstoffzehrung sowie toxische Effekte.

Nicht zuletzt durch die Einführung der Wasserrahmenrichtlinie wird neben den weiterhin vorhandenen Emissionsgrenzwerten nunmehr auch das Immissionsprinzip verfolgt. Die maximale Restbelastung aus der Kläranlage muss sich an der Vorbelastung des Gewässers oberhalb der Einleitstelle orientieren. Daraus können wesentlich schärfere Anforderungen an die Ablaufwerte einer Kläranlage resultieren.

3.6.2 Diffuse Belastungen

Diffuse Belastungen gelangen flächen- oder linienhaft in ein Gewässer und lassen sich örtlich nicht eindeutig einer Quelle zuordnen. Die diffusen Einträge von Schad- und Schwebstoffen entlang eines Gewässers stammen in erster Linie aus landwirtschaftlich genutzten Flächen und stellen neben den punktuellen Einleitungen ein Hauptproblem für die Gewässerökologie dar. Zu den flächenhaften Eintragspfaden zählen Erosion, Abschwemmung, Drainage und Versickerung, Grundwasserinfiltration, die atmosphärische Deposition sowie der direkte Eintrag von Pflanzenstreu und Düngemitteln bei der Ausbringung. Die Relevanz der Eintragspfade ist abhängig von der Prägung und Charakteristik des Einzugsgebiets. Während die Zuordnung und Erfassung von punktuellen Belastungen relativ einfach ist (beispielsweise durch Messstellen im Ablauf von Kläranlagen), sind die Quantifizierung der unterschiedlichen Eintragspfade sowie die Flächenzuordnung bei diffusen Einträgen nur schwer zu bewerkstelligen. (Bach et al., 1999)

Da der Ausbau der Kläranlagen insbesondere durch die verschärften Anforderungen an die Abwasserinhaltsstoffe von Einleitungen aus Kläranlagen (vgl. Kapitel 3.6.1) in den letzten Jahren auf einem hohen Niveau angekommen ist, nimmt die Relevanz der Einträge über diffuse Pfade, vor allem aus landwirtschaftlich genutzten Gebieten, zu. (Behrendt et al., 1999)

Nährstoffüberschüsse durch Überdosierung von Wirtschaftsdüngern wie Gülle oder Mist und Mineraldünger belasten die Gewässer. Werden Dünger zum falschen Zeitpunkt ausgebracht können die Pflanzen sie nur zu einem kleinen Teil aufnehmen. Der Überschuss versickert oder wird abgeschwemmt. Insbesondere der Ackerbau mit Reihenkulturen wie Gemüse, Mais, Zuckerrüben, Wein, bei dem der Boden nur gering bedeckt wird, trägt durch erhöhte Abschwemmung und Erosion zum Boden- bzw. Nährstoffeintrag in die Gewässer bei. Die Nährstoffeinträge führen zu einer Erhöhung der Produktion von organischer Biomasse und zur Beeinträchtigung des Sauerstoffhaushalts (vgl. Kapitel 3.5).

Feststoffeinträge führen zu verstärkter Sedimentation und Kolmation der Gewässersohle. Speziell in strömungsberuhigten Bereichen und vor Wehren kommt es zur Akkumulation von Feinsedimenten. Die feinen Partikel verstopfen das Kieslückensystem und die Substratoberfläche des Gewässerbettes. Durch diese Kolmation der Gewässersohle verschwinden wichtige Lebens- und Rückzugsräume. Die Siebvorrichtungen der Filtrierer setzen sich zu und ihre Nahrungsaufnahme wird behindert. Sie können zudem die Kiemen verstopfen und können so vor allem bei längerem Vorhandensein zur Ausrottung sensibler Arten führen. Die Trübung des Wassers durch die in Suspension befindlichen Partikel reduziert die Fotosyntheseaktivität und vermindert die Primärproduktion, wodurch die komplette Nah-

rungskette beeinflusst wird. Die Zusammensetzung und die Vielfalt des Makrozoobenthos werden durch diese Effekte nachhaltig negativ beeinflusst. (Gray, 2005)

3.6.3 Morphologische Belastungen und Abflussregulierung

Ein natürliches Fließgewässer zeichnet sich durch strukturelle Vielfalt aus und bietet Lebensräume für eine Vielzahl unterschiedlichster Lebensformen. Aus verschiedensten Gründen (z. B. Hochwasserschutz, Erosionsschutz, Abflussregulierung, Wasser- und Energiegewinnung) wurden vor allem in den letzten Jahrzehnten die natürlichen Fließgewässerstrukturen zerstört und entsprechend dem anthropogenen Nutzungsanspruch verändert. Die Fließgewässer sind größtenteils durch Menschen geformt und die natürliche Entwicklung wird verhindert. Demzufolge ist ein Großteil der Fließgewässer in Mittelgebirgsregionen und deren direkte Umgebung heutzutage durch Strukturarmut gekennzeichnet und als unmittelbare Folge auch biologisch verarmt. (Patt et al., 2009)

Diese anthropogenen Eingriffe in Form von unnatürlichen Sohl- und Uferbefestigungen, Querbauwerken, Begradigungen, Gewässerunterhaltungen, Entwässerung schädigen das limnische System auf verschiedenste Art und Weise. Begradigungen und Sicherungen des Ufers und der Sohle, die oftmals zur schnelleren Ableitung von Hochwässern durchgeführt wurden, führen zu Uniformisierung des Fließgewässers. Der Interstitialraum wird gestört und durch erhöhte Fließgeschwindigkeiten kann es zu einer erhöhten organischen Drift und verminderten Sedimentationsraten kommen.

Die Errichtung von Querbauwerken als Maßnahme für Abflussregulierungen, Hochwasserschutz, Wasserkraftnutzung ist mit einer Unterbrechung der Längsdurchgängigkeit verbunden. Die Abstürze an den Bauwerken sowie der strömungsberuhigte Bereich des Gewässeraufstaus vor den Bauwerken behindern das Auf- und Abwärtswandern der Organismen und unterbrechen in vielen Fällen auch den Sedimenttransport. Bei größeren Stauhaltungen (z. B. Hochwasserrückhaltebecken) treten durch die erhöhte Standzeit des Fließgewässers häufig Eutrophierungsprobleme und teilweise toxische Effekte durch schadstoffbelastete Abwässer im Oberlauf auf (Gunkel, 1994). Im Fall von Talsperren werden durch Dauerstau und Betriebsregeln meist tiefgreifende Veränderungen im Abflussregime des Gewässers hervorgerufen, die sich auf vielfältige Weise schädlich auf die Gewässer- und Auenökologie auswirken können (Poff et al., 1997).

3.7 Weitere anthropogen bedingte Belastungen

Durch Wasserentnahmen zur Kühlung, Einleitungen aus industriellen Anlagen sowie Freizeitliche Nutzungsansprüche (z. B. Fischerei, Badebetrieb) können typspezifische Gewässereigenschaften ebenfalls nachhaltig geschädigt werden. Als Folge können Veränderungen im Temperaturregime, im Nährstoff-, Sauerstoff- und Sedimenthaushalt auftreten, die von hoher Relevanz für die Gewässerökologie sind. Diese Belastungsfaktoren sind fallspezifisch zu bewerten und meist bei größeren Flüssen relevant. (Patt et al., 2009)

4 Statistische Methoden zur Analyse multivariater Daten

Die Statistik ist ein Sammelbegriff für methodische Verfahren, mittels derer große Datenmengen erfasst, beschrieben, analysiert und interpretiert werden können. Ziel der statistischen Verfahren ist es, Datenmengen zu reduzieren und komprimieren und (in der Regel angenommene) Zusammenhänge und Strukturen offen zu legen. Je nach Fragestellung und Datenstruktur wird eine Vielzahl von Verfahren unterschieden. (Bortz und Weber, 2005)

In der Ökologie trifft man fast ausschließlich multivariate Verfahren an (Leyer und Wesche, 2008). Bei der multivariaten Statistik wird im Gegensatz zur univariaten Statistik nicht nur eine Variable isoliert betrachtet, sondern das Zusammenwirken mehrerer Variablen sowie ihre Abhängigkeitsstruktur. Multivariate Analysemethoden eignen sich daher, um einen vermuteten Zusammenhang zwischen Daten zu identifizieren und quantifizieren. Die Daten werden für die Auswertungen in $n \times p$ Matrizen zusammengefasst, wobei die Untersuchungsobjekte (z. B.: Probestellen, Aufnahmen) die Zeilen (n) bezeichnen und in den Spalten (p) die untersuchten Parameter bzw. Variablen aufgelistet werden (z. B. Umweltdaten, Abundanzen).

Für die im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Auswertungen wurden verschiedene statistische Analysen und Tests durchgeführt. Einige grundlegende Begriffe, die wesentlichen Elemente der verwendeten Verfahren sowie die Möglichkeiten zur Datenvisualisierung werden im Folgenden kurz erläutert.

4.1 Skalen und Datentransformation

Die für eine Auswertung zur Verfügung stehenden Daten können durch verschiedene Eigenschaften charakterisiert werden. Ein grundlegendes Merkmal für die Vorgehensweise und die zur Verfügung stehenden statistischen Methoden ist das Skalenniveau der Daten. Nachfolgende Tabelle stellt einen kurzen Überblick der möglichen Skalen dar.

Skalierung	Eigenschaften	Beispiele
Nominal	Binär, zwei Niveaus oder mehrere Ausprägungen	Geschlecht, Vorhandensein einer Art Farbe, Jahreszeit
Ordinal	Reihenfolge / Rangfolge vorhanden	Schulnoten, Strukturgüte
Intervall	Abstände zwischen Werten definiert	Temperatur-Messwerte [°C]
Ratio	Intervall, mit definiertem Nullpunkt	Gewicht, Länge

Tabelle 4-1: Skalenniveaus und Beispiele

Viele statistische Analysemethoden beruhen auf der Annahme, dass die Daten normalverteilt vorliegen, also die mittleren Werte am häufigsten vorhanden sind und „sehr kleine“ bzw. „sehr große“ Werte gleich selten vorkommen. Die Struktur ökologischer Daten weist diese Eigenschaft in den meisten Fällen nicht auf. Die Anzahl von Arten und deren Abundanz beispielsweise variiert meist stark und enthält oftmals viele Null-Werte. Die Verteilung der Daten ist schief.

Eine große Anzahl der uni- bzw. multivariaten Verfahren ist nur anwendbar, wenn die Daten normalverteilt sind. Um ökologische Datensätze mit entsprechenden Verfahren analysieren zu können, bestehen prinzipiell zwei Möglichkeiten. Zum einen können sogenannte nicht-parametrische Verfahren zur Analyse verwendet werden. Bei diesen Verfahren ist die Verteilung der Grundgesamtheit nicht relevant. Die zweite Möglichkeit besteht in der Datentransformation. Über mathematische Operationen werden Datensätze *manipuliert* und in eine Form transformiert, die der Normalverteilung ähnelt. Dabei kommen für die hier zu untersuchende Problemstellung im Wesentlichen die nachfolgenden Verfahren infrage. (Leyer und Wesche, 2008)

Die *Normalisierung* wird eingesetzt, wenn die Daten auf verschiedenen Skalen vorliegen. Die Daten können auf einheitliche Skalen z. B. von -1 bis +1 oder 0 bis 1 transformiert werden. Eine Transformation des Parameters x von 0 bis 1 kann nach folgender Formel erfolgen:

$$x_i' = \frac{x_i - \min(x)}{\max(x) - \min(x)} \quad (i=1,2,\dots,n), \quad (4.1)$$

wobei x_i' der transformierte Parameterwert und x_i der Ausgangsparameterwert ist.

Die *Zentrierung* ist eine Standardmethode bei der Verwendung der Hauptkomponentenanalyse bei Abundanzdaten. Die Datensätze werden nach Arten zentriert. Dafür wird der Wert jedes Parameters durch die Abweichung vom Mittelwert aller Werte des jeweiligen Parameters ersetzt. Geometrisch betrachtet wird der Ursprung des Koordinatensystems in den Schwerpunkt der Punktwolke verschoben. Die Formel für eine Zentrierung lautet:

$$x_i' = x_i - \bar{x} \quad (i=1,2,\dots,n). \quad (4.2)$$

Hier ist \bar{x} der Mittelwert des Ausgangsparameters x .

Bei der *Standardisierung* werden die Daten nach folgender Formel transformiert:

$$x_i' = \frac{x_i - \bar{x}}{\sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}{n-1}}} \quad (i=1,2,\dots,n) \quad (4.3)$$

Dabei ist n die Anzahl von Objekten des Parameters x .

Die Standardisierung wird häufig bei starken Unterschieden in der Streuung der Daten und bzw. oder, wenn die Daten in unterschiedlichen Skalen vorliegen, verwendet. Die Streuung einzelner Parameter geht damit verloren und häufige Parameter werden gleich wichtig wie seltene. Diese Transformation ist in der standardisierten Hauptkomponentenanalyse mit Korrelationsmatrix vorgeschaltet.

Oft werden die Transformationen über Exponentialfunktionen durchgeführt. In der Biologie wird häufig die Transformation mittels Logarithmus angewendet. Die oft linksschiefen Verteilungen von Aufnahmedaten können so in Richtung einer Normverteilung verschoben werden. Das Verfahren bedingt im Fall einer Abundanzmatrix eine Aufwertung seltener Arten oder artenarmer Aufnahmen. In der Ökologie beherrschen die eudominanten (> 10% Anteil) bzw. dominanten (5 – 10% Anteil) Arten die quantitative Struktur einer Artengemeinschaft. Die subdominanten (2 - 5% Anteil) und rezedenten (< 2% Anteil) Arten eignen sich jedoch oftmals besser als Indikatoren ökologischer Veränderungen. (Leyer und Wesche, 2008). In vielen Fällen wird folgende Transformationsgleichung verwendet:

$$x_i' = \log(a \cdot x_i + b) \quad (i=1,2,\dots,n) \quad (4.4)$$

wobei x_i' die transformierte Variable, x_i die Ausgangsvariable sowie a und b Konstanten sind.

Die Addition der Konstanten b ist erforderlich, da der in biologischen Datensätzen häufig vorhandene Wert „0“ als Logarithmus nicht definiert ist. Die Addition ist als unproblematisch einzustufen, da zum einen bei den Abundanzdaten keine Werte kleiner 1 auftreten und die Verschiebung um eine Konstante (b) bei allen Werten vorgenommen wird.

4.2 Varianz, Kovarianz und Korrelation

Ausgangspunkt für viele multivariate Analysemethoden sind häufig Kovarianz- und Korrelationsmatrizen. Diese Matrizen werden häufig für eine erste Überprüfung multivariater Datensätze genutzt. Die Varianz ist ein Maß für die Streuung einer Variablen um den Erwartungswert. Die Berechnung erfolgt, indem man die Abstände der einzelnen Werte vom Mittelwert des Parameters quadriert, addiert und durch die Anzahl der Objekte teilt.

$$\text{Var}(X) = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}{n} \quad (4.5)$$

wobei x_i der Wert und \bar{x} der Mittelwert der Variablen X ist. Die Wurzel der Varianz ist die Standardabweichung s .

Die Kovarianz quantifiziert den Zusammenhang bzw. die Unkorreliertheit von Parameterpaaren. Der Schätzwert der Kovarianz wird nach folgender Formel berechnet:

$$\text{Cov}(X, Y) = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{n - 1} \quad (4.6)$$

Dabei sind x_i, y_i das Parameterpaar und \bar{x} bzw. \bar{y} die Mittelwerte der Variablen X bzw. Y .

Anhand Abbildung 4-1 kann die Bedeutung der Kovarianz verdeutlicht werden. Die Linien parallel zur Abszisse und Ordinate stellen die Mittelwerte \bar{x} und \bar{y} dar und teilen die Punktwolke in vier Quadranten. Die Differenzen $(x_i - \bar{x})$ der x -Werte sind rechts von der \bar{x} -Linie größer und links kleiner Null. Äquivalent sind die Differenzen $(y_i - \bar{y})$ der y -Werte oberhalb der \bar{y} -Linie positiv und unterhalb negativ. Daraus folgt, dass die Produkte der Differenzen in den diagonalen Quadranten gleiche Vorzeichen besitzen. Die Differenzprodukte charakterisieren die Richtung und Stärke mit der zwei Messwerte variieren. Die gewichtete Summe der Differenzprodukte gibt an, wie stark die Variablen X und Y voneinander linear abhängig sind. In der beispielhaften Abbildung 4-1 besteht ein positiver (linearer) Zusammenhang ($\text{Cov}(X, Y) = 71,1$), d. h., eine Vergrößerung der x -Werte geht im Allgemeinen mit einer Vergrößerung der y -Werte einher.

Liegt der Schätzwert der Kovarianz nahe bei null, ist ein linearer Zusammenhang der Parameter nicht erkennbar. Die zugehörige Punktwolke ist gleichmäßig auf alle vier Quadranten verteilt. Enthält ein Datensatz Ausreißer oder stecken hinter den Parametern nicht-lineare Zusammenhänge, kann der Schätzwert der Kovarianz zu Verzerrungen und fehlerhaften Aussagen führen. (Leyer und Wesche, 2008)

Stellt man die paarweisen Kovarianzen eines multivariaten Datensatzes in Matrizenform dar, erhält man die Kovarianzmatrix. Diese Matrix gibt Auskunft über die Streuungen und Korrelationen der Variablen des multivariaten Datensatzes. Da auf der Diagonalen der Matrix $X = Y$ gilt, wird aus

$$\text{Cov}(X, Y) = \text{Cov}(Y, X); \text{Cov}(X, X) = \text{Var}(X) \quad (4.7)$$

Daraus folgt, dass die Kovarianzmatrix auf der Diagonalen die Varianzen der einzelnen Parameter enthält. Die Kovarianzmatrix wird daher auch als Varianz-Kovarianzmatrix bezeichnet.

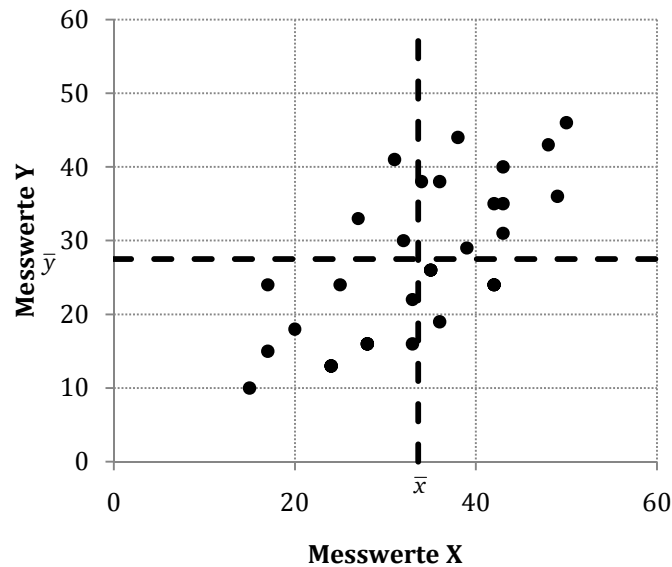


Abbildung 4-1: Punktwolke mit den Messwerten x und y ($n=30$). Die gestrichelten Linien kennzeichnen die Mittelwerte der Variablen X und Y .

Für die Bestimmung des linearen Zusammenhangs zweier Variablen reicht in der Regel die Kovarianz nicht aus. Sie beschreibt zwar die Richtung des Zusammenhangs zweier Variablen, lässt aber keine Aussage über die Stärke des Zusammenhangs zu. So zeigen Datensätze mit großen Werten gegebenenfalls große Kovarianzen. Diese sind dann aber nicht vergleichbar mit den Kovarianzen von Datensätzen mit überwiegend kleinen Werten. Die Vergleichbarkeit kann jedoch durch eine „Normierung“ erreicht werden. Durch die Normierung über die Standardabweichung erhält man die Korrelationsmatrix. Der *Korrelationskoeffizient* ist ein normiertes Maß für den linearen Zusammenhang zweier Variablen und für den Korrelationskoeffizienten r_{XY} gilt:

$$r_{XY} = \frac{\frac{1}{n-1} \sum (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{\frac{1}{n-1} \sum (x_i - \bar{x})^2 \cdot \frac{1}{n-1} \sum (y_i - \bar{y})^2}} \quad (4.8)$$

Der Zähler in Gleichung (4.8) ist die Kovarianz der Parameter X und Y und der Nenner die Wurzel des Produkts der Varianzen von X und Y . Die auch als Produktmomentkorrelation bezeichnete Gleichung (4.8) kann daher auch wie folgt geschrieben werden:

$$r_{XY} = \frac{Cov(X, Y)}{\sqrt{Var(X) \cdot Var(Y)}} \quad (4.9)$$

Der Korrelationskoeffizient bewegt sich immer zwischen -1 und $+1$, wobei ein Korrelationskoeffizient nahe $+1$ einen starken positiven linearen Zusammenhang (je mehr desto mehr) und Werte nahe -1 einen starken negativen Zusammenhang (je mehr desto weniger) charakterisieren. Aus Gleichung (4.9) geht hervor, dass das Vorzeichen der Kovarianz die Art (positiv oder negativ) der Korrelation bestimmt. Häufig wird anstelle des Korrelationskoeffizienten das Bestimmtheitsmaß r^2 angegeben. Die Art der Variablenkorrelation geht als Information verloren, dafür gibt der Wert des Bestimmtheitsmaßes direkt die prozentualen Unterschiede zwischen den Parametern wieder. Ein Bestimmtheitsmaß von $r^2 = 0,7$ bedeutet folglich, dass 70% der Unterschiede des einen Parameters direkt mit Unterschieden des anderen Parameters zusammenhängen.

Die aus den aufgeführten Maßzahlen abgeleiteten Matrizen bilden oft die Basis einer multivariaten Methode. Die Korrelations- und die Kovarianzmatrix werden auch dazu genutzt, eine erste Überprüfung von Beziehungen zwischen den Variablen eines multivariaten Datensatzes durchzuführen. Probleme bei Verwendung und Interpretation der Matrizen treten immer in Verbindung mit Ausreißern auf, die die Datensätze verfälschen. Bei der Interpretation dieser Maßzahlen bzw. Matrizen ist zu beachten, dass diese nur etwas über die Stärke des linearen Zusammenhangs, nicht aber über die Ursache für die Zusammenhänge ausdrücken. (Köhler et al., 2007)

4.3 Distanz- und Ähnlichkeitsmaß

Als Baustein für statistische Auswertungen multivariater Daten werden neben den Varianz- und Kovarianzmatrizen und Korrelationsmatrizen auch häufig die Distanzen zwischen Objekten verwendet. Die Bestimmung des Abstands zweier Objekte kann mit verschiedenen Berechnungsmethoden erfolgen, die zu unterschiedlichen Ergebnissen führen und die weitere Auswertung beeinflussen. Der Abstand zwischen Objekten ist nicht zu verwechseln mit der „Ähnlichkeit“ oder „Unähnlichkeit“ von Objekten. Während der Ausdruck Distanz präziser und im mathematischen Sinn verwendet wird, hängt die genaue Bedeutung des Begriffs "Ähnlichkeit" oft von den Umständen und dem Gebiet der Anwendung ab. Aus der Begrifflichkeit folgt auch, dass die Werte für die Distanz bei eng beieinanderliegenden Variablen gering sind, wohingegen das Maß für die Ähnlichkeit groß ist. (Bortz und Weber, 2005)

Für die Distanz- und Ähnlichkeitsmaße gibt es, wie bei nahezu allen statistischen Verfahren, wieder eine Vielzahl möglicher Methoden. Exemplarisch werden hier der Bray-Curtis-Koeffizient als Ähnlichkeitsmaß und die euklidische Distanz sowie die Chi-Quadrat-Distanz als Stellvertreter der Distanzmaße kurz vorgestellt.

Der Bray-Curtis-Koeffizient BCS_{xy} nimmt Werte zwischen 0 und 1 an und kann anhand folgender Formel bestimmt werden:

$$BCS_{xy} = \frac{\sum_{j=1}^p |x_j - y_j|}{\sum_{j=1}^p (x_j + y_j)} \quad (j=1,2,\dots,p) \quad (4.10)$$

Der Bray-Curtis-Koeffizient ist ein asymmetrisches Ähnlichkeitsmaß, da die Ähnlichkeit nur auf der Basis von Daten ungleich Null bestimmt wird. Fehlende oder „Null“-Daten spielen bei der Berechnung keine Rolle. Das heißt, dass insbesondere Arten mit hohen Werten (Abundanzen) diesen Index bestimmen. Je ähnlicher die Objekte, desto näher ist der Bray-Curtis-Koeffizient bei 1.

Das euklidische Distanzmaß basiert auf der Abstandsberechnung nach dem Satz des Pythagoras. Die Berechnung der Distanz ED_{xy} zwischen zwei Objekten erfolgt nach folgender Formel:

$$ED_{xy} = \sqrt{\sum_{j=1}^p (x_j - y_j)^2} \quad (4.11)$$

Wobei p die Anzahl der Spalten der Datenmatrix ist.

Problematisch für die Verwendung der euklidischen Distanz sind „Doppel-Null“-Daten. Wenn zwei Probenahmen eine Reihe von gleichen Arten mit Abundanzen von Null haben, folgt aus Gleichung (4.11), dass die Probenahmen eine geringe Distanz aufweisen. Ökologisch betrachtet ist diese Folgerung nicht zwangsläufig richtig. Die Arten können durch unterschiedliche Randbedingungen an zwei Probestellen fehlen (unimodales Verhalten). Da die euklidische Distanz bei der Hauptkomponenten-

analyse verwendet wird, ist diese Problematik bei der Durchführung und Interpretation einer Hauptkomponentenanalyse zu beachten. (Köhler et al., 2007)

Die Chi-Quadrat-Distanz (χ^2 -Distanz) wird aus der der Summe der Quadratabweichungen dividiert durch die relative Häufigkeit jeder Zeile einer Matrix berechnet.

$$\chi^2 D_{xy} = \sqrt{\sum x_{ij}} \sqrt{\sum_{j=1}^p \frac{1}{\sum_{i=1}^n x_{ij}} \left(\frac{x_j}{\sum_{j=1}^p x_j} - \frac{y_j}{\sum_{j=1}^p y_j} \right)^2} \quad (4.12)$$

Dabei ist $\sum x_{ij}$ die Summe aller Werte der Matrix, $\sum_{i=1}^n x_{ij}$ die Summe aller Werte der Variablen j , $\sum_{j=1}^p x_j$ die Summe aller Variablen des Objekts x und $\sum_{j=1}^p y_j$ die Summe aller Variablen des Objekts y .

Die Chi-Quadrat-Distanz ist Basis für die Durchführung von Korrespondenzanalysen. Gleichung (4.12) ist der Formel (4.11) zur Berechnung der euklidischen Distanz ähnlich. Bei der Chi-Quadrat-Distanz wird jedoch jeder Wert zusätzlich vorher auf die Gesamtsumme der Werte in den Spalten bzw. Zeilen in der Tabelle skaliert. Daraus folgt einerseits, dass jeder Parameter bei der Berechnung mit einem Term gewichtet wird, der dem Kehrwert seiner Summe entspricht. Im Fall von Abundanzdaten werden, häufige Arten weniger bedeutsam, seltene Arten dagegen betont. Zum anderen bewirkt diese Skalierung, dass Null-Werte von Parametern bei zwei Objekten nicht in die Berechnung eingehen. Dies ist ein Grund, warum Korrespondenzanalysen gerade für heterogene Datensätze geeignet sind. (Köhler et al., 2007)

4.4 Regression

Mittels *Regression* können funktionale Zusammenhänge zwischen Parametern dargestellt werden. Dabei können nicht nur vermutete Zusammenhänge beschrieben, sondern auch Entwicklungen prognostiziert werden (z. B. räumliche und zeitliche Extrapolation). Da die Regressionsanalyse auch die Basis für viele Ordinationstechniken bildet, sollen ausgehend von einer linearen Regression (Regressionsanalyse i. e. S.) einige Vorgehensweisen exemplarisch dargestellt werden. Einem linearen Regressionsmodell liegt die Annahme zu Grunde, dass der funktionale Zusammenhang zwischen dem abhängigen und dem erklärenden Parameter durch eine Gerade beschrieben werden kann. In allgemeiner Form folgt daraus folgende Geradengleichung:

$$\hat{Y} = a + bx + \phi \quad (4.13)$$

Wobei \hat{Y} der abhängige Parameter, a der Schnittpunkt der Geraden mit der Y -Achse, b die Steigung der Geraden und ϕ den Fehleranteil beschreibt.

Der Fehleranteil ϕ wird in die Gleichung integriert, um der Tatsache Rechnung zu tragen, dass die Funktionswerte von den Messwerten abweichen (z. B. durch Messfehler oder vernachlässigte Einflussfaktoren). Die Bestimmung der Unbekannten a und b zur Lösung der Geradengleichung kann über die Methode der kleinsten Quadrate erfolgen. Die Anforderung an die Geradengleichung ist die Minimierung der Summe der Quadrate der Abstände aller Punkte zur Geraden.

Bezeichnet man die den ursprünglichen Punkten y_i zugeordneten Punkte auf der Geraden mit y_i^* , kann die Bedingung folgendermaßen formuliert werden:

$$\sum \phi_i^2 = \sum (y_i^* - y_i)^2 = \min \quad (4.14)$$

Durch Einsetzen der Geradengleichung in (4.13) erhält man:

$$\Sigma(a + bx - y_i)^2 = \min \quad (4.15)$$

Durch partielle Ableitung nach a und b und anschließendes Null setzen erhält man zwei Gleichungen mit den Unbekannten a und b . Es folgt

für b :
$$b = \frac{\Sigma(x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\Sigma(x_i - \bar{x})^2} \quad (4.16)$$

für a :
$$a = \bar{y} - b\bar{x} \quad (4.17)$$

Mittels der Geradengleichung können Datenlücken geschlossen oder Datenreihen extrapoliert werden.

Im Fall von multivariaten Datensätzen sind häufig Kombinationen mehrerer Einflussfaktoren (z. B. Umweltvariablen) für die Ausprägung des abhängigen Parameters (z. B. Abundanz einer Art) verantwortlich. Diese Problemstellung kann über multiple lineare Regression gelöst werden. Beispielhaft sei hier die Ausgangsgleichung für die Abhängigkeit einer Variablen von zwei Einflussgrößen dargestellt:

$$\hat{Y} = a + bx_1 + cx_2 + \phi \quad (4.18)$$

Die Funktion spannt eine Ebene im 3-dimensionalen Raum auf und kann mittels adäquater Methoden, die hier nicht näher erläutert werden sollen, gelöst werden [siehe z. B. (Köhler et al., 2007; Leyer und Wesche, 2008; Rencher, 2002)].

In der Ökologie zeigen die abhängigen Parameter häufig ein unimodales Verhalten, d. h., der Wert der abhängigen Parameter ist am größten im Bereich des Optimums der oder des erklärenden Parameter(s) (vgl. Abbildung 4-2). (Leyer und Wesche, 2008)

Dieser nicht-lineare Zusammenhang kann durch eine Geradengleichung nicht wiedergegeben werden. Bei solchen Problemstellungen können zwei Vorgehensweisen unterschieden werden. Eine Möglichkeit besteht in der Transformation der Eingangsdaten. Eine weitere Möglichkeit ist die Erweiterung des linearen Ansatzes durch ein Polynom. Durch die Einführung eines quadratischen Terms kann der funktionale Zusammenhang in eine Parabelform überführt werden. Die zu lösende Gleichung bei der Addition eines Polynoms zweiten Grades in allgemeiner Form sieht dann folgendermaßen aus:

$$\hat{Y} = a + bx + cx^2 + \phi \quad (4.19)$$

Zur Lösung der Gleichung (4.19) kann, wie schon bei der linearen Regression, die Methode der kleinsten Quadrate angewendet werden. Es existiert noch eine Vielzahl unterschiedlicher Regressionsmodelle für verschiedenste Fragestellungen. Details hierzu können Fahrmeier et al. (Fahrmeier et al., 2007) entnommen werden.

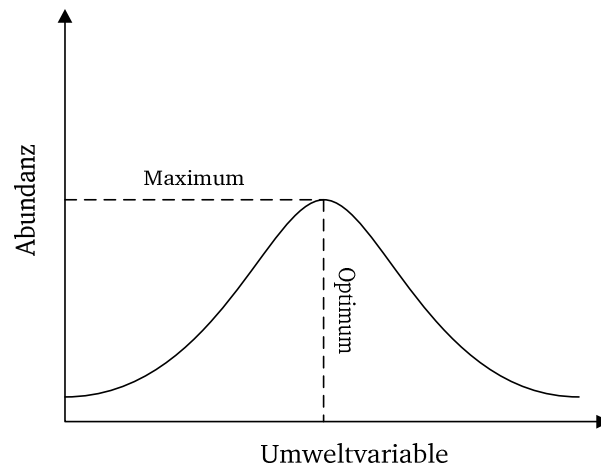


Abbildung 4-2: Unimodales Verhalten einer Art als Reaktion auf eine Einflussvariable (hier Näherung mit Gaußscher Normalverteilungskurve)

4.5 Multivariate Ordinationstechniken

Ordinationstechniken sind mathematische Verfahren zur Visualisierung von Daten in einem Koordinatensystem. Im einfachsten Fall werden Häufigkeiten einer bestimmten Art in Abhängigkeit von zwei oder drei bekannten Einflussvariablen in einem zwei- oder dreidimensionalen Koordinatensystem abgetragen (vgl. Abbildung 4-3). (Leyer und Wesche, 2008)

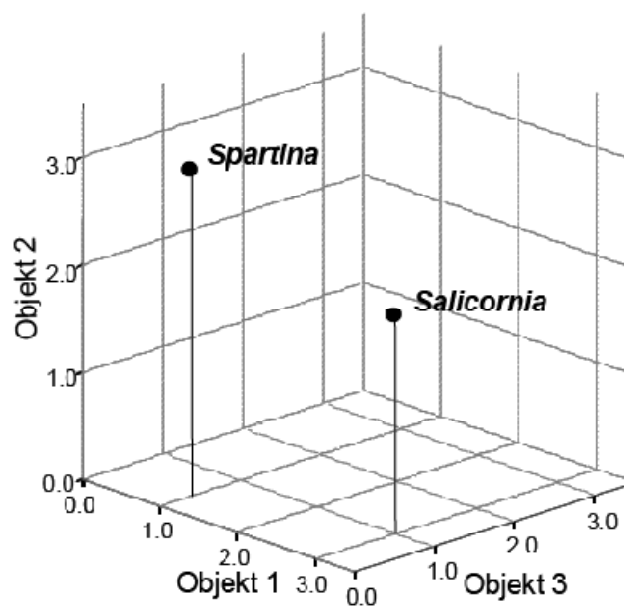


Abbildung 4-3: Dreidimensionale Abbildung von Arten in einem Aufnahmerraum (Leyer und Wesche, 2008)

Komplizierter wird die Vorstellung, wenn die Variablen mehr als drei Dimensionen annehmen. Solche multivariaten Datensätze mit n -Dimensionen lassen sich nur schwer visualisieren. Über Ordinationstechniken versucht man, diese n -dimensionale Hyperräume durch Reduktion der Dimensionen auf leichter verständliche zwei- oder dreidimensionale Darstellungen zu vereinfachen (Leyer und Wesche, 2008). Ziel im Kontext der Arbeit ist es, die Beziehung zwischen Probestellen derart abzubilden, dass die wichtigsten „Richtungen“ der faunistischen Unterschiede erkennbar werden. Die Ordination sollte

die Unterschiede zwischen den Probestellen so zusammenfassen, dass mit möglichst wenigen Dimensionen oder Achsen ein möglichst großer Anteil der Unterschiede abgebildet wird. Entsprechend sind die ersten (hypothetischen) Achsen bzw. Gradienten dann Achsen maximaler Varianz am Datensatz. Dabei ist zu beachten, dass die extrahierten Achsen orthogonal zueinander sind, d. h., sie sind unkorreliert.

Bei einer indirekten Gradientenanalyse werden zunächst die Achsen des Koordinatensystems aus den Unterschieden der Artenzusammensetzungen erstellt. Erst in einem zweiten Schritt werden die Umweltparameter einbezogen. Die Hauptkomponentenanalyse (PCA aus engl.: Principal Component Analysis) und Korrespondenzanalyse (CA aus engl.: Correspondence Analysis) zählen zu diesen Verfahren. Die Hauptkomponentenanalyse geht von einem linearen Antwortverhalten einer Variablen auf den zugrunde liegenden Umweltgradienten aus, während die Korrespondenzanalyse ein unimodales Reaktionsverhalten voraussetzt.

Im Gegensatz hierzu steht die direkte Gradientenanalyse. In einer großen Matrix werden neben der Artenzusammensetzung auch die Umweltvariablen aufgespannt. Zu der direkten Gradientenanalyse zählen die kanonische Korrespondenzanalyse (CCA aus engl.: Canonical Correspondence Analysis) und die Redundanzanalyse (RDA aus engl.: Redundancy Analysis). Hier setzt die Kanonische Korrespondenzanalyse ein unimodales Reaktionsverhalten an und die Redundanzanalyse geht von einem linearen Zusammenhang zwischen Umweltgradient und Variable aus.

Wie bereits beschrieben, basieren die RDA und die PCA auf linearen Modellen. Dieses in der Ökologie eher seltene Reaktionsverhalten (s. auch Kapitel 4.4) kann trotzdem zu verwertbaren Ergebnissen führen, insbesondere wenn nur ein Abschnitt eines Gradienten eines Umweltfaktors erfasst wird und das „ökologische“ Optimum außerhalb des erfassten Abschnitts liegt.

Die Herausforderung, mittels Ordinationsverfahren sehr komplexe Zusammenhänge zwischen Arten und ihren Einflussfaktoren effektiv in einfach strukturierte, wenigdimensionale Abbildungen zu überführen, stellt auch gleichzeitig das größte Problem dar. Die Struktur dieser Problematik ist schon in einfachen univariaten Problemlösungen enthalten, wenn beispielsweise über lineare Beziehungen (Berechnung eines Korrelationskoeffizienten) komplexe Zusammenhänge zweier Parameter abgebildet werden. (Leyer und Wesche, 2008)

4.5.1 Hauptkomponentenanalyse (PCA)

Die Hauptkomponentenanalyse wurde ursprünglich nicht für ökologische Fragestellungen entworfen, lässt sich aber auf diese anwenden. Die PCA ist nur unter bestimmten Voraussetzungen zur Analyse von biologischen Datensätzen geeignet, kann aber für die Auswertung von Umweltvariablen eingesetzt werden. Im Gegensatz zur CA geht die PCA von linearen Zusammenhängen zwischen Artdaten und Einflussfaktoren aus. Dieser Zusammenhang ist jedoch, wie bereits erwähnt meist nichtlinear. Als Ergebnis einer PCA erhält man einen in seinen Dimensionen reduzierten Raum, dessen Achsen die (synthetischen) Hauptkomponenten bilden. (Leyer und Wesche, 2008)

Ziel einer PCA ist die Identifikation der wichtigsten Variablen der Datensätze, die die Streuung des Datensatzes abbilden. Redundante Informationen können reduziert oder eliminiert werden und die Daten können zur Interpretation weiterer Analysen herangezogen werden (z. B. Redundanzanalyse). Im Gegensatz zu den biologischen Artdaten weisen die Umweltparameter häufig eine lineare und homogenere Struktur auf und sind für eine Analyse durch eine PCA besser geeignet.

Die PCA kann als eine erweiterte Form der Regression betrachtet werden. Mittels einer PCA werden die synthetischen Gradienten extrahiert, indem die Summe der quadrierten Abweichungen einer Ausgleichsgeraden durch eine Punktwolke minimiert wird. Im Gegensatz zur Regression ist die unabhängige Variable nicht vorgegeben, sondern wird aus den Daten hergeleitet.

Im Grunde wird bei einer PCA durch Zentrieren der Ursprung eines Koordinatensystems in den Mittelpunkt einer Punktwolke verschoben. Anschließend erfolgt eine Rotation des Koordinatensystems bis die erste Achse die größte Varianz der Punktwolke erfasst. Anschließend wird die zweite Achse mit

dem Ziel, den größtmöglichen Anteil der verbleibenden Varianz zu erfassen bestimmt. Die zweite Achse muss dabei orthogonal zur ersten Achse sein.

Wenn die Variablen der Datenmatrix sowohl in der gleichen Größenordnung als auch in der gleichen physikalischen Einheit vorliegen, wird in der Regel nur eine Zentrierung der Elemente vorgenommen. Die PCA wird über die Kovarianzmatrix berechnet. Werden biologische Daten untersucht, kann eine Logarithmierung vorgeschaltet werden. Die Berechnungen der PCA basieren dann ebenfalls auf der Kovarianzmatrix.

Sind die Variablen in unterschiedlichen physikalischen Einheiten vorhanden und/oder unterscheiden sich um mehrere Größenordnungen, können die Daten vorab standardisiert werden. Die PCA wird dann ausgehend von der Korrelationsmatrix durchgeführt. Zwei wesentliche Werte lassen sich als Ergebnis einer PCA extrahieren: 1. Die Ladung als Maß für die Korrelation einer Variablen mit einer Hauptkomponente und 2. die Summe der Ladungen einer Hauptkomponente als Eigenwert der Hauptkomponente. Dieser Wert drückt aus, wie viel Varianz der Umweltvariablen durch die Hauptkomponente wiedergegeben wird. (Köhler et al., 2007)

4.5.2 Korrespondenzanalyse (CA), Kanonische Korrespondenzanalyse (CCA) und 'Detrended' Korrespondenzanalyse (DCA)

Die CA und DCA gehören zu den gebräuchlichsten Ordinationsverfahren der indirekten Gradientenanalyse in der Ökologie. Die CA ist eine Datenreduktionsmethode, die auf der Kleinst-Quadrat-Schätzung basiert. Einer Korrespondenzanalyse liegt die Annahme zugrunde, dass sich ein Großteil der Arten unimodal und nicht linear entlang der wichtigsten Gradienten verhält (Leyer und Wesche, 2008). Eine sinnvolle Schätzung des Optimums bei einer unimodalen Beziehung (vgl. Abbildung 4-2) ist dann gegeben, wenn der Durchschnitt der Umweltvariablenwerte für alle Objekte, welche die Art enthalten (Null-Werte werden nicht einbezogen) unter Einbezug der Häufigkeit der Art, berechnet wird. Dieser Schätzwert wird auch als gewichtetes Mittel bezeichnet. Voraussetzung für diese Schätzung ist eine Mindestlänge des Umweltgradienten. Die Länge des Gradienten muss dabei in der Lage sein das unimodale Verhalten einer Art voll abzubilden.

Basis für die CA ist das Chi-Quadrat-Distanzmaß (im Gegensatz zur euklidischen Distanz bei der PCA). Eine CA kann generell dann durchgeführt werden, wenn die Elemente der Datenmatrix in der gleichen physikalischen Einheit vorliegen und nicht negativ sind.

Eine grundlegende Problematik der CA ist die verfälschte Abbildung bei singulärem Einfluss eines Parameters. Weitere Probleme der CA sind die Verzerrung im Bereich der Achsenenden und eine systematische Beziehung zwischen den ersten beiden Achsen. Dieser sogenannte „Bogeneffekt“ resultiert aus den mathematischen Umformungen und ist unabhängig von den zugrunde liegenden Daten. (Dormann und Kühn, 2009)

Eine Weiterentwicklung der CA wurde von Hill und Gauch (Hill und Gauch, 1980) eingeführt. Sie haben mittels *detrending* (entzerren) die beiden Hauptprobleme der CA beseitigt. Ein wesentlicher Bestandteil der DCA ist die Unterteilung des ersten Gradienten in Segmente, ein weiterer die nichtlineare Neuskalierung der Antwort-Kurven der Arten [Details s. (Hill und Gauch, 1980) und (Leyer und Wesche, 2008)].

Aus der DCA können durch die zusätzlichen Transformationen wichtige Informationen gewonnen werden. Aus der Neuskalierung der Achsen resultiert ein „Standardabweichungsmaß“ (SD aus engl. standard deviation). Setzt man unimodales Reaktionsverhalten einer Art auf einen Umweltfaktor voraus, muss die Entfernung zwischen dem Erscheinen der Art über das Erreichen des Optimums bis die Art wieder verschwindet mindestens 4 SD betragen. Die Länge der 1. DCA-Achse kann somit als Maß für den ökologischen Gradienten im Sinne eines Artenaustausches gesehen werden.

Bei der CA und DCA werden, wie bei den Ordinationsverfahren, theoretische Gradienten extrahiert, die die Variation der Artenzusammensetzung am besten erklären. Durch einen weiteren Schritt (multiple Regression) werden die zusätzlich gewonnenen Informationen über Umweltvariablen integriert. Bei

der kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) werden die Umweltdaten als erklärende Variablen in das Modell eingefügt. Die CCA kann daher auch als „multivariate direkte Gradientenanalyse“ angesehen werden. Mittels der CCA werden Linearkombinationen von Umweltvariablen ermittelt, die die Artenzusammensetzung am besten erklären. Die CCA ist vor allem dann geeignet, wenn die Frage nach dem Zusammenhang zwischen der Variation der Artendaten und den verfügbaren Umweltparametern gestellt wird. (Urfer und Huss, 1985)

Mittels einer CCA können Aussagen über die Relevanz der verfügbaren Umweltparameter für die Artenzusammensetzung getroffen werden. Erst in Kombination mit einer indirekten Gradientenanalyse können durch Vergleich der Datenmuster von DCA und CCA Aussagen über die tatsächliche Relevanz der verfügbaren Umweltparameter getroffen werden. Es gilt zu überprüfen, ob die Arten und Aufnahmen in DCA und CCA sich in etwa in gleicher Position, bezogen auf die Achsen, befinden. Eine weitere Möglichkeit besteht im Vergleich der Korrelationen der Umweltparameter und den Achsen der DCA bzw. CCA (sog. Intraset-Korrelation). Liegen Ähnlichkeiten vor, kann davon ausgegangen werden, dass die wesentlichen Umweltparameter erfasst wurden. Neben den statistischen Verfahren dürfen kausale Zusammenhänge und Sachkenntnis nicht außer Acht gelassen werden und die aus den statistischen Analysen ermittelten Zusammenhänge sind immer kritisch zu begutachten. (Okland, 1999)

4.5.3 Redundanzanalyse (RDA)

Ähnlich wie bei der CCA basiert eine Redundanzanalyse (RDA aus engl.: Redundancy Analysis) auf einem linearen Zusammenhang zwischen Umweltparameter und Abundanzdaten. Die RDA ist das kanonische Pendant zur PCA, ähnlich wie die CCA das Gegenstück zur CA ist (Leyer und Wesche, 2008). Eine RDA ermittelt, auf Basis der kleinsten Fehlersummenquadrate der Abundanzdaten, synthetische Achsen, die den besten linearen Zusammenhang der Umweltvariablen wiedergeben.

Wie bei der PCA ist die RDA dann geeignet, wenn ein linearer Zusammenhang der Datensätze angenommen werden kann. Die ermittelten Kennwerte der Analyse sind Eigenwerte und müssen für aussagekräftige Ergebnisse adäquat interpretiert werden. Meist werden für die Interpretation der Ergebnisse einer RDA bzw. PCA die Visualisierung in Form von Biplots genutzt. Ein Biplot stellt in einem Diagramm sowohl die Objekte als auch die Parameter dar. Üblicherweise wird die Position der Objekte mit Punkten gekennzeichnet und die Parameter mit Pfeilen. Objekte, die sich ähnlich sind, liegen auch im Biplot nahe beieinander. Die Länge der Pfeile ist ein Maß für die Stärke der Abhängigkeit von diesem Parameter. Je länger der Vektor eines Parameters, desto mehr Varianz der Daten innerhalb des Datensatzes wird durch ihn erklärt. (Urfer und Huss, 1985)

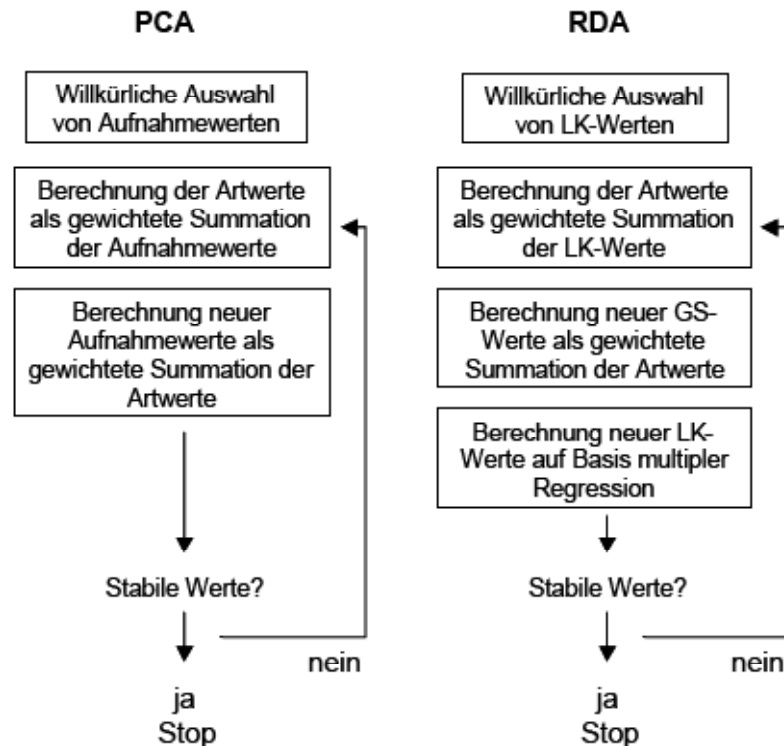


Abbildung 4-4: Vergleich der Iterationsschritte PCA und RDA (vereinfachte Darstellung nach (Leyer und Wesche, 2008)). [LK-Werte – Aufnahmewerte, die als Ergebnis des Regressionsschritts Linearkombinationen der Umweltvariablen sind. GS – gewichtete Summation]

Dass ggf. nicht alle Einflussfaktoren in die Analyse einbezogen wurden, sollte bei der Interpretation der Ergebnisse immer beachtet werden (s. auch Korrespondenzanalyse). Zur Absicherung können hierfür die Ergebnisse der Hauptkomponentenanalyse hinzugezogen werden.

4.5.4 Identifikation von Kovariablen

In einer direkten Analyse werden die biologischen Daten (Abundanzen, Metricswerte) zusammen mit den Umweltfaktoren betrachtet. Problematisch bei diesen direkten Analysen sind kovariante Umweltfaktoren. Diese Kovariablen führen dazu, dass die Relevanz der Variablen überschätzt wird und die Berechnungsalgorithmen instabil werden. Die Kovariablen müssen daher identifiziert und aus dem Datensatz entfernt werden. Die kovarianten Variablen können nach mehreren Kriterien heraus gefiltert werden. Erste Hinweise auf kovariante Variablen können aus Korrelationsanalysen gewonnen werden. Für die Korrelationsanalyse wird der Korrelationskoeffizient nach Pearson (s. Gleichung (4.8)) für jedes Parameterpaar ermittelt und in der Korrelationsmatrix aufgetragen. Für Parameterpaare mit Korrelationskoeffizienten größer 0,5 bzw. kleiner -0,5 wurden die Faktorladungen und Varianzerklärung aus der Hauptkomponentenanalyse des Datensatzes überprüft. Umweltfaktoren mit verhältnismäßig hohen Ladungen auf den ersten Achsen (Anzahl abhängig von der Varianzerklärung) der PCA werden beibehalten, die Pendants als Kovariable markiert.

Zusätzlich liefert der verwendete Berechnungsalgorithmus aus R (Funktion *rda()* aus dem Paket *vegan*; (Oksanen et al., 2008)) Hinweise auf kovariante Umweltfaktoren. Aus dem Ergebnis der Berechnungsprozedur können sogenannte *alias*-Faktoren extrahiert werden, die hohe Kolinearitäten zu anderen Variablen vorweisen. Diese *alias*-Faktoren werden bei dem verwendeten Berechnungsalgorithmus automatisch ausgeschlossen und in der Ergebnisdatei markiert.

Zusätzlich können über den sog. Variance Inflation Factor (*VIF*) Kolinearitäten in Datensätzen erkannt werden. Der *VIF* wird nach folgender Gleichung für jeden Parameter ermittelt:

$$VIF_k = \frac{1}{1 - R_k^2} \quad (4.20)$$

mit: R_k^2 – Bestimmtheitsmaß zwischen Umweltfaktor k und den anderen Faktoren

Als Faustregel gilt, dass ab Werten von $VIF_k > 10$ Probleme mit Kolinearität auftreten (Kutner et al., 2004). Der *VIF* kann, wie die *alias*-Faktoren, aus den Ergebnissen der Funktion *rda()* über ein in R implementierbares Paket (Funktion *vif()* aus dem Paket *car*; (Fox, 2009; Oksanen et al., 2008)) ermittelt werden.

4.6 Datenvisualisierung

Eine geeignete grafische Darstellung der Daten ist zum Entdecken und Verstehen der in den Daten enthaltenen Strukturen unerlässlich. Interpretationsansätze werden unterstützt und die Präsentation von Ergebnissen erleichtert. Die Wahl der geeigneten Darstellung ist dabei stark abhängig von der zugrunde liegenden Datenstruktur und der Fragestellung. Besondere Anforderungen an die Visualisierung stellen multivariate Datensätze. Diese mehrdimensionalen Daten werden mit verschiedenen Verfahren transformiert und analysiert. Die Auslegung der Ergebnisse kann dann durch geeignete Darstellungsformen unterstützt werden. (Sarkar, 2008)

4.6.1 Streudiagramm

Streudiagramme sind die klassische Methode (statistische) Merkmale von Wertepaaren in einem kartesischen Koordinatensystem darzustellen. Durch die Darstellung der Punkte in dem Diagramm können oftmals erste Strukturen und Zusammenhänge sichtbar gemacht werden.

Die Darstellung multivariater Daten in einer Streudiagrammmatrix ermöglicht das Entdecken von Zusammenhängen zwischen den Merkmalen. In der Matrix werden die Merkmale mehrerer Wertepaare gegeneinander abgetragen.

4.6.2 Boxplot

In einem Boxplot (auch Box-Whisker-Plot) wird die Verteilung von Daten visualisiert. In der Regel werden fünf wichtige Werte zusammengefasst. Der dicke schwarze Balken in der Mitte des Rechtecks markiert den Median, die Grenzen rechts und links des Rechtecks das untere bzw. obere Quartil. Die durch senkrechte Striche begrenzten Linien kennzeichnen Extremwerte. Dieser Extremwertbereich wird im Allgemeinen durch den kleinsten bzw. größten Wert innerhalb des 1,5-fachen Quartilsabstands bestimmt. Durch Punkte werden Objekte sichtbar gemacht, die außerhalb dieses Bereichs liegen. Diese Werte können als Ausreißer markiert und ggf. aus weiteren Analysen ausgeschlossen werden.

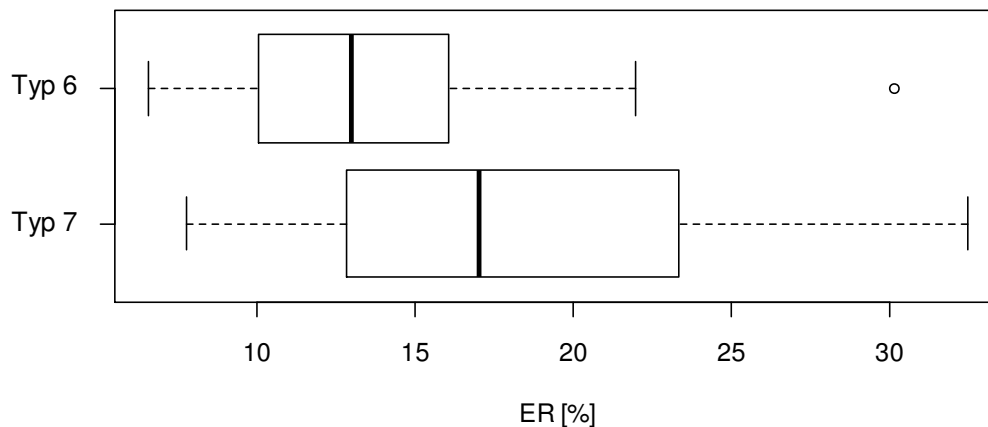


Abbildung 4-5: Beispiel Boxplot (hier: Anteil Epirhithralbesiedler im Gewässertyp 6 und 7)

Die Lage der Medianlinie innerhalb der Box indiziert die Symmetrie/Asymmetrie der Daten. Die Position der Medianlinie in der Mitte der Box deutet auf eine symmetrische Verteilung hin. Bei einer schiefen Verteilung liegt die Medianlinie näher am unteren (rechtsschief) oder oberen (linksschief) Rand der Quartilsbox.

4.6.3 Biplot und Triplot

Mittels Biplot können die Objekte (Zeilen einer Matrix, meist Probestellen) und Parameter (Spalten einer Matrix) eines multivariaten Datensatzes ($n \times m$ Matrix) in einem zweidimensionalen Diagramm dargestellt werden. Biplots entsprechen somit dem Streudiagramm multivariater Daten (Gower und Hand, 1996). Im Allgemeinen werden die Zeilen der Matrix (Objekte) als Punkte dargestellt und die Spalten (Parameter) werden durch Pfeile gekennzeichnet.

Dabei werden für die Darstellung der Zeilen und Spalten häufig unterschiedliche Skalierungen verwendet. Bei der Visualisierung der Ergebnisse multivariater Ordinationsverfahren enthalten die Zeilen die Werte der Hauptachsen und die Spalten die Ladungen. Basis für die meisten Ordinationsverfahren bilden Abstands- oder Ähnlichkeitsmaße, sodass der Abstand zweier Punkte in einem Biplot auch ihre Ähnlichkeit bzw. Unähnlichkeit annähert. Je näher zwei Punkte im Biplot beieinanderliegen, desto ähnlicher sind die Parameter. (Sarkar, 2008)

Im Diagramm wird die Richtung der Korrelation durch einen Pfeil dargestellt. Die relative Länge des Pfeils im Vergleich zu den anderen Pfeillängen gibt die Stärke der Veränderung an. Ursprung der Pfeile ist der Mittelpunkt der Punktwolke, der von allen Aufnahmewerten gebildet wird. Der Kosinus des Winkels zwischen zwei Pfeilen gibt näherungsweise den Korrelationskoeffizienten der zugehörigen Parameter wieder. Demnach sind zwei im 90°- bzw. 270°-Winkel zueinander verlaufende Pfeile unkorreliert, während Winkel von 0° eine stark positive Korrelation und ein Winkel von 180° eine stark negative Korrelation bedeutet. Die Lage der Punkte steht ebenfalls in Beziehung zu den Pfeilen. Punkte, die in Richtung eines Pfeils liegen, sind durch den diesem Pfeil zugrunde liegenden Parameter überdurchschnittlich geprägt. Punkte, die in entgegengesetzter Richtung liegen, haben eine unterdurchschnittliche Ausprägung dieses Parameters.

Eine erweiterte Form des Biplots ist der Triplot. In einem Triplot werden zusätzlich zu beispielsweise Art-Aufnahmewerten die Umweltvariablen dargestellt. In Abbildung 4-6 ist in einem Triplot die Lage der Probestellen, bezogen auf die ersten beiden Achsen der RDA, als Punkt dargestellt. Die blauen Dreiecke markieren die Lage der Abundanzdaten bezogen auf die ersten beiden RDA-Achsen und die roten Pfeile markieren die Umweltvariablen, die sich auf die sekundäre Achse beziehen.

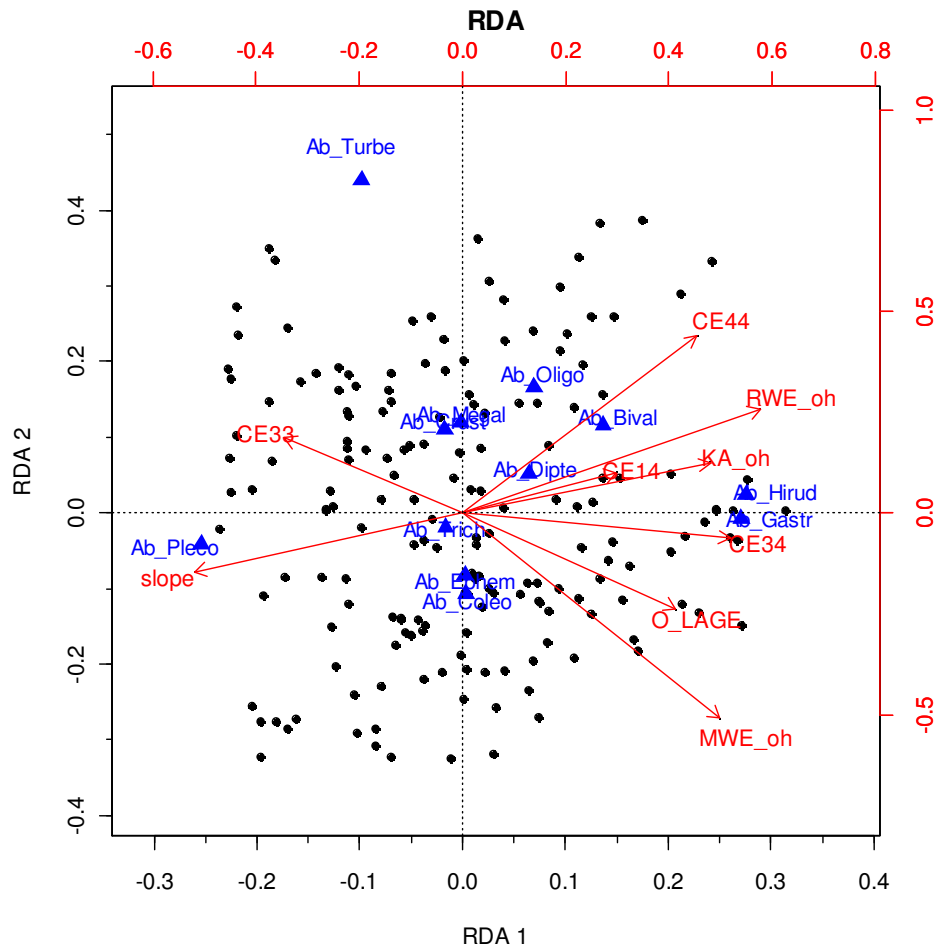


Abbildung 4-6: Beispiel Triplot (hier: Ergebnis einer RDA für den Gewässertyp 5.1)

5 Datengrundlage

Für die statistische Analyse wurden zwei Datenbanken aufgebaut, deren Inhalte und Strukturen in diesem Kapitel erläutert werden sollen. Die erste Datenbank enthält die primären Variablen, also die Daten zum Makrozoobenthos. In diese Datenbank wurden die Rohdaten der Makrozoobenthosbeprobungen sowie die Berechnungsergebnisse aus ASTERICS eingespeist. Die zweite Datenbank umfasst verfügbare Informationen möglicher Einflussfaktoren auf diese biologischen Daten, die sogenannten sekundären Variablen. Die Aufteilung in zwei Datenbanken vereinfacht die Handhabung der großen Datenmengen und ermöglicht eine strukturierte Analyse. Aus diesen Datenbanken können die für die weitere Betrachtung erforderlichen Daten extrahiert und entweder isoliert oder im Zusammenwirken mit anderen untersucht werden. Für die statistischen Analysen und die Visualisierung der Ergebnisse wurde die frei verfügbare Software *R* (ab Vers. 2.10.1) verwendet. *R* ist eine objektorientierte Programmierungsumgebung für Datenanalyse und Datenvisualisierung (<http://www.r-project.org/>). Die Probestellen wurden für die Bearbeitung nach folgendem Schema siebenstellig codiert.

ABBCDDD mit:

- A* - Jahr der Probenahme einstellig (5 für 2005, 6 für 2006, 7 für 2007)
- BB* - Gewässertyp zweistellig (05 - Typ5, 51 - Typ5.1, 06 - Typ 6 und 07 - Typ 7)
- C* - Bürocode (1-8)
- DDD* - fortlaufende Probestellennummerierung

Durch diese Codierung ist die Rückverfolgung der Daten sowie eine eindeutige Zuordnung des Datensatzes zu einem Gewässertyp, dem Jahr der Probenahme oder einem Probennehmer möglich.

5.1 Datensatz Makrozoobenthos

Für die Auswertungen stehen die Rohdaten von etwa 750 Probestellen des biologischen Monitoringprogramms in hessischen Mittelgebirgsbächen von acht verschiedenen Büros aus den Jahren 2005, 2006 und 2007 zur Verfügung. Zur Vorbereitung der Makrozoobenthos-Datensätze wurden zunächst alle Rohdaten aus verschiedenen Formaten eingelesen und in eine einheitliche Form konvertiert, die mit Tabellenkalkulationsprogrammen oder Datenbanksoftware und der Auswertesoftware ASTERICS bearbeitet werden konnten. Die aufgearbeiteten Rohdaten wurden mit ASTERICS ausgewertet und die Berechnungsergebnisse wiederum in die Datenbank importiert. Neben den Datensätzen mit den Rohdaten und den Berechnungsergebnissen aus ASTERICS werden die Lage der Probestelle [Rechtswert (RW) und Hochwert (HW)], die ID_GIS³ des zugehörigen Gewässerabschnitts sowie zusätzlich das Jahr und der Zeitpunkt (Frühjahr oder Sommer) der Probenahme, der Gewässertyp und der Bürocode als Parameter in die Datenbank integriert. In der Datenbank stehen somit für die etwa 750 Probestellen über 300 Parameter zur Verfügung. Bezieht man die Rohdaten (Taxalisten) mit ein, verdoppelt sich die Anzahl der Parameter annähernd. Eine ungefilterte Weiterbearbeitung dieser Datenmenge ist nicht zielführend. Die Vorschaltung entsprechender Abfragen und Filterungen ist erforderlich. Die Prüfung der Daten bezieht sich dabei sowohl auf die Informationen zu den Probestellen aus den Probenahmeprotokollen als auch auf die aufgenommenen Parameter und Berechnungsergebnisse.

Die Probestellen wurden mittels GIS einer Plausibilitätsprüfung unterzogen. Hierzu wurde zunächst kontrolliert, ob die in den Probenahmeprotokollen aufgeführten Gewässertypen mit den vorhandenen Kartierungen und den Daten des HMUELV (z. B. <http://wrrl.hessen.de>) übereinstimmen. Mittels der Kontrolle der Positionsangaben über Rechtswert, Hochwert und Kennnummer des Gewässers konnten

³ ID_GIS: Eindeutige Bezeichnung eines 100m-Abschnitts, die sich aus der Kennnummer des Gewässers und der Abschnittsnummer (gezählt von der Mündung zur Quelle) zusammensetzt.

so möglicherweise falsch protokollierte Positionsangaben korrigiert oder im Zweifelsfall der entsprechende Datensatz von der Auswertung ausgeschlossen werden. Bei dieser Überprüfung konnten von 27 Probestellen die Gewässertypzuordnung oder die Lage der Probestelle korrigiert werden. 33 Probestellen mussten von der weiteren Auswertung ausgeschlossen werden, da die Positionsangaben und Gewässertypzuordnung nicht kompatibel waren.

Um eine belastbare Analyse durchzuführen, wurden nur die Ergebnisse der Probestellen weiter verwendet, bei denen ASTERICS sowohl bei der Berechnung des Saprobienindex (SI-New) als auch bei der Berechnung des German-Fauna-Index (GFI) die Ergebnisse als „sicher“ eingestuft hat. Im Fall des Moduls Saprobie wird ein Ergebnis dann als gesichert angesehen, wenn die Abundanzsumme mindestens einen Wert von 20 erreicht (dieser Wert gilt unabhängig von der Ökoregion). Ein Ergebnis bei der Berechnung des GFI wird dann als gesichert angesehen, wenn die Abundanzsumme des Fauna-Indexes mindestens einen Wert von 15 (Tiefland) bzw. 20 (Mittelgebirge/Alpen) erreicht. Insgesamt wurden die Ergebnisse von 240 Probestellen bei mindestens einer der beiden Prüfungen als ungesichert eingestuft und damit von der Auswertung ausgeschlossen. Da die Ergebnisdatei von ASTERICS für jede Probestelle über 300 Werte (Abundanzen und Metrics) enthält, ist eine Filterung der Parameter sinnvoll. Die Filterung wurde in mehreren Schritten durchgeführt.

- Zunächst erfolgte in allen Datensätzen eine Reduktion der Spaltenanzahl, indem alle Spalten, die bei allen Probestellen nur Null-Werte (meist Abundanzen) bzw. keine Unterscheidungen aufweisen, entfernt wurden.
- Zusätzlich werden alle Metrics entfernt, die nicht für die vier Gewässertypen der Mittelgebirgsregionen (Typ5, Typ5.1, Typ6, Typ7) entwickelt wurden.
- Ausgehend von den Ausführungen zu den Indikationseigenschaften der Metrics in der Literatur (z.B. ASTERICS (ASTERICS, 2008), Begriffsbestimmungen in Anhang V der EG-WRRL (EG-WRRL, 2000), Validierungsdaten von Haase (Haase et al., 2004b), Haase und Sundermann (Haase und Sundermann, 2004), Rolaufts (Rolaufts, 2006), Völker (Völker, 2008) und Sundermann (Sundermann, 2005)) wurden relevante biologische Attribute für Mittelgebirgsbäche zusammengestellt. Diese Vorauswahl auf Grundlage der Literaturrecherche ist erforderlich, um die Handhabung der Daten und die spätere Interpretation zu vereinfachen. Zudem werden auf diese Weise vorab offensichtlich redundante Daten gefiltert.
- Des Weiteren werden in einer Voranalyse Daten gefiltert, die keinen oder nur einen schwach ausgeprägten Gradienten vorweisen, da diese für eine Analyse der Ursache-Wirkungsbeziehung ungeeignet sind. Beispielhaft sind in der folgenden Abbildung 5-1 die Fortbewegungstypen aus dem *proben.metrics*-Datensatz dargestellt. Verglichen zu den Fortbewegungstypen *loc_sw* (kriechend/laufend), *loc_sd* (schwimmend/tauchend) und *loc_bb* (grabend/bohrend) weist der Fortbewegungstyp *loc_ss* (schwebend/treibend) einen sehr schwachen Gradienten auf und wird von der weiteren Analyse ausgeschlossen.

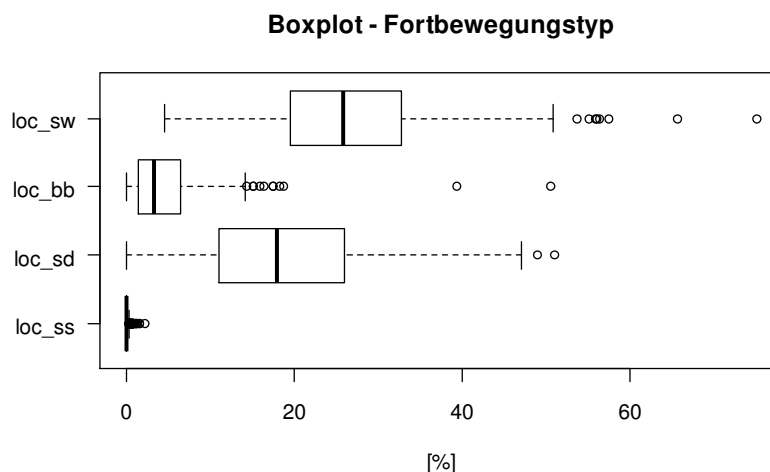


Abbildung 5-1: Boxplot Fortbewegungstyp

Nach der oben beschriebenen Voranalyse und Filterung der Datensätze stehen für die weitere Analyse 577 Probestellen mit 63 Parametern aus den Berechnungen mit ASTERICS sowie die Taxalisten zur Verfügung. Diese gefilterten Daten werden für weitere Auswertungen in mehrere Subsets aufgeteilt. Die Zusammenfassung der Subsets mündet im Datensatz *proben.orig*.

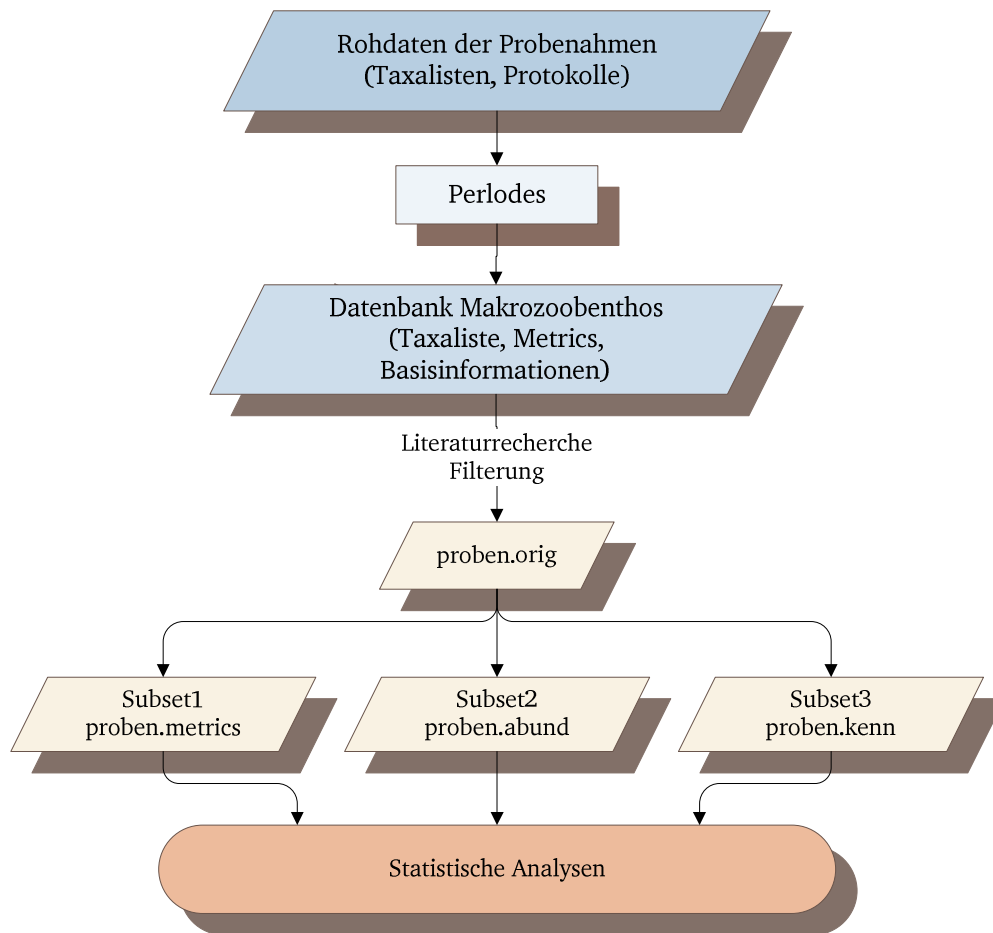


Abbildung 5-2: Skizze des Aufbaus des Datensatzes Makrozoobenthos

Im Folgenden wird zunächst die Struktur der verfügbaren Datensätze dargestellt, sowie ein Überblick über die Spannweite der Daten geliefert. Für weitere Analysen erforderliche Transformationen können abgeleitet bzw. begründet werden. Die geografische Lage der Probestellen kann der folgenden Karte (vgl. Abbildung 5-3) entnommen werden. Die Probestellen sind relativ homogen auf die hessischen Mittelgebirgsregionen verteilt.

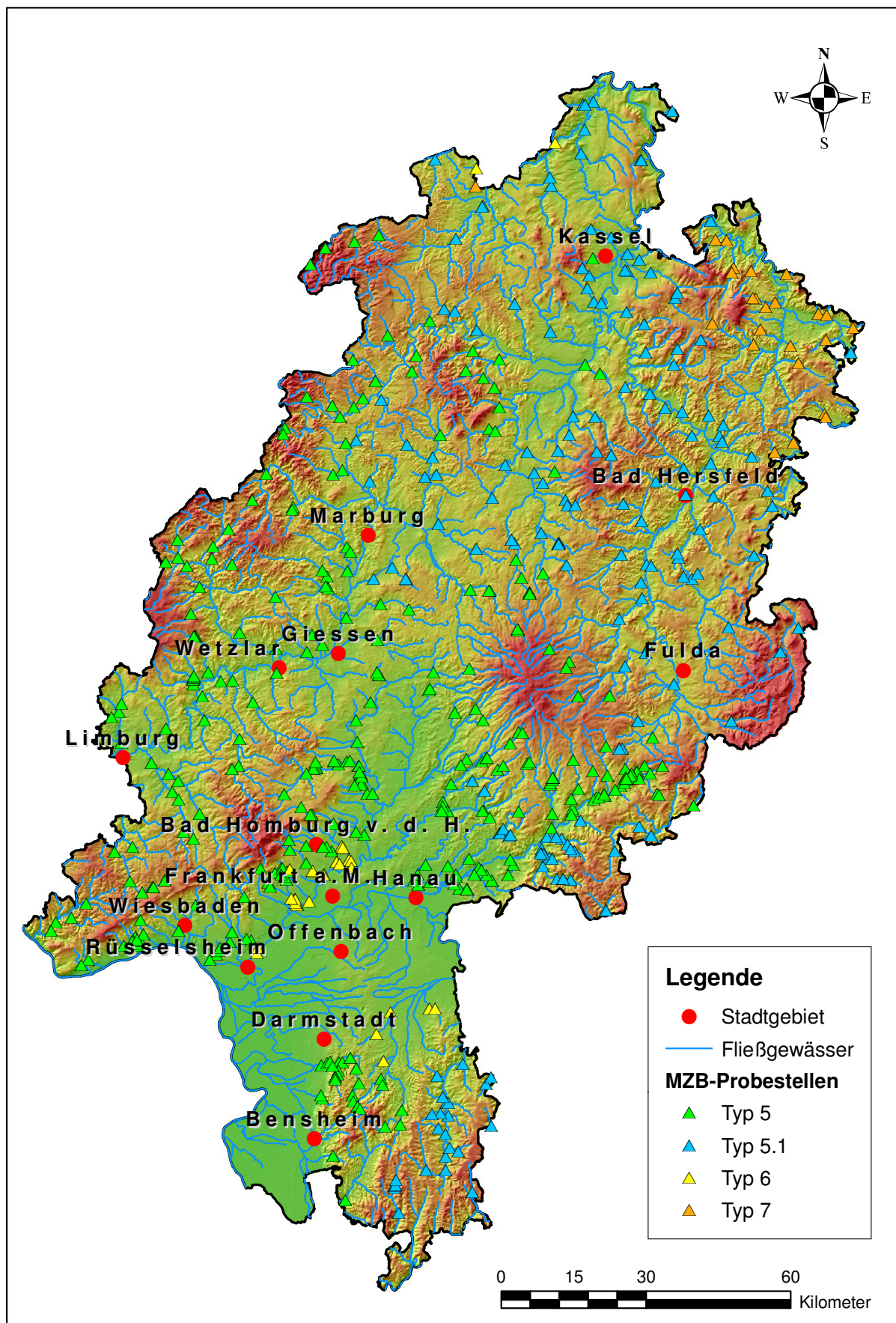


Abbildung 5-3: Lage der ausgewerteten Probestellen in Hessen

5.1.1 Subset *proben.kenn*

Der Datensatz *proben.kenn* enthält Basisinformationen zu den Probestellen sowie die Ergebnisse der Bewertung des ökologischen Zustands und die für das Modul Allgemeine Degradation relevanten Core-Metrics. Dieser Datensatz überschneidet sich daher teilweise mit den Daten aus *proben.metrics*. Zu den Basisinformationen zählen der Bürocode, das Jahr und der Zeitpunkt (Frühjahr/Sommer) der Probenahme und der Gewässertyp.

Spalte	Spaltenname	Bemerkung
1	Büro	Probennehmer (codiert)
2	Jahr	Jahr der Probenahme
3	Zeitp	Zeitpunkt der Probenahme (Frühjahr/Sommer)
4	Typ	Gewässertyp (Typen 5, 6, 7 und 8; Typ 8 = Gewässertyp 5.1)
5	OEZKL	Ökologische Zustandsklasse (1- sehr gut, bis 5 – schlecht)
6	SIZKL	Zustandsklasse Saprobienindex (1- sehr gut, bis 5 – schlecht)
7	ADZKL	Zustandsklasse Allgemeine Degradation (1- sehr gut, bis 5 – schlecht)
8	modul_si	Deutscher Saprobienindex (neue Version)
9	modul_ad	Score (0-1) des Moduls Allgemeine Degradation
10	gfi5	Deutscher Fauna Index Typ 5 (Core-Metrics Modul Allgemeine Degradation)
11	rheo	Rheoindex (Banning, mit Abundanzklassen) (Core-Metrics Modul Allgemeine Degradation)
12	ept_p	Prozentualer Anteil der Ephemoptera, Plecoptera und Trichoptera (Core-Metrics Modul Allgemeine Degradation)
13	zon_hr	Zonenpräferenz Hyporhithral [%] (Core-Metrics Modul Allgemeine Degradation Typ 5)
14	zon_er	Zonenpräferenz Epirhithral [%] (Core-Metrics Modul Allgemeine Degradation Typ 6 und Typ 7)

Tabelle 5-1: Informationen des Subsets *proben.kenn*

Die folgenden Diagramme geben einen Überblick zur Verteilung der Probestellen auf die Gewässertypen und die Zeitpunkte der Probenahme. Etwa 60% der Probenahmen entfallen auf den Gewässertyp 5, 30% auf den Gewässertyp 5.1 und die restlichen 10% verteilen sich relativ gleichmäßig auf die Gewässertypen 6 und 7. Diese Verteilung auf die vier Gewässertypen der Mittelgebirgsregionen in Hessen spiegelt das Bild der Verteilung des Vorkommens dieser Gewässertypen in Hessen wider. Im Jahr 2005 wurden 57% der verfügbaren Probestellen beprobt und 2006 etwa 34% bzw. 9% im Jahr 2007. Diese zeitliche Verteilung steht in Verbindung mit dem Zeitplan der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie, der bis Ende 2006 die Aufstellung der Monitoringprogramme vorsieht.

Anzahl Probestellen

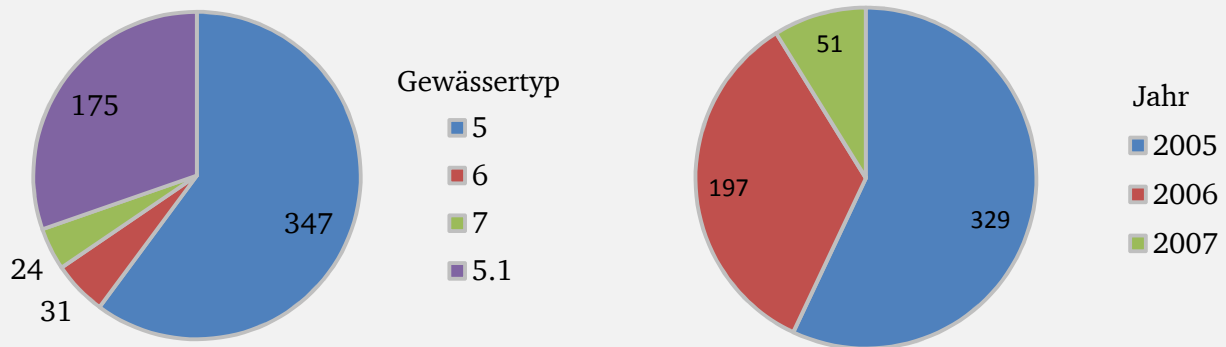


Abbildung 5-4: Übersicht der Verteilung der naturräumlichen und zeitlichen Verteilung der Makrozoobenthosbeprobungen (n=577)

In Abbildung 5-5 ist erkennbar, dass etwa die Hälfte der Probestellen mit unbefriedigend oder schlecht bewertet wurden. Bei diesen Probestellen ist meist nur noch eine kleine Artengemeinschaft (sog. Rumpfbiozönose) vorhanden. Auf Basis der Daten dieser Probestellen lassen sich nur bedingt Rückschlüsse auf die Belastungsstrukturen ziehen, da durch die Überlagerungen der Belastungen diese nur schwer zu differenzieren sind. Etwa ein Viertel der Probestellen wird mit mäßig, ein weiteres Viertel mit gut oder sehr gut bewertet.

Ökologische Zustandsklassen der Probestellen

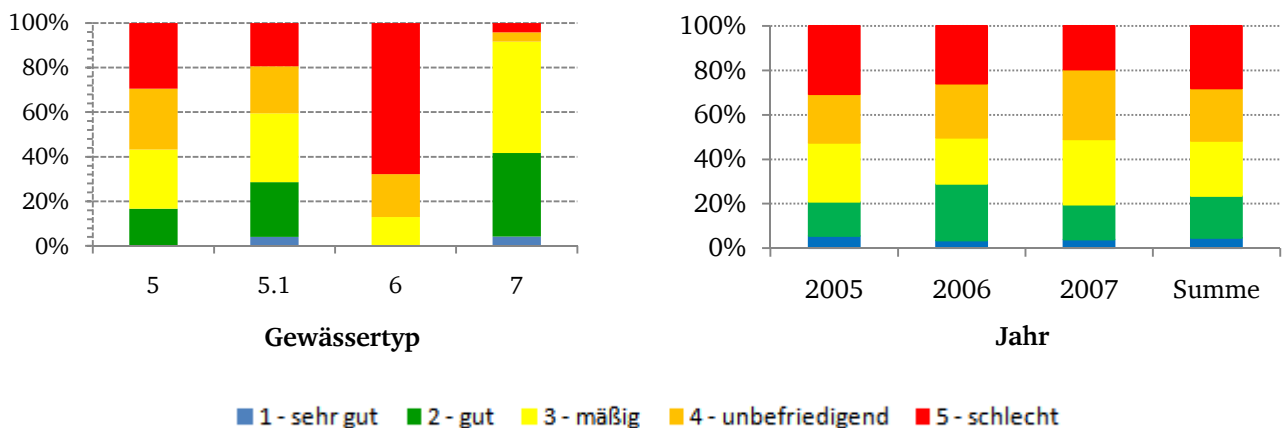


Abbildung 5-5: Übersicht der ökologischen Zustandsklassen gemäß EG-WRRL der Probestellen, differenziert nach Gewässertyp und Jahr der Probenahme (n=577)

Die Bewertung des ökologischen Zustands des Makrozoobenthos richtet sich nach der schlechtesten Bewertung der Teilkomponenten des Bewertungsmoduls. Nachfolgende Abbildung 5-6 zeigt, dass die Bewertung der Teilkomponente Allgemeine Degradation in den meisten Probestellen (476 Probestellen) ausschlaggebend ist. Nur in der ökologischen Zustandsklasse „gut“ sind 3 Probestellen vorhanden, bei denen die Bewertungskomponente Saprobie entscheidend ist. Für 98 Probestellen sind die Bewertungskomponenten identisch.

Ökologische Zustandsklassen der Probestellen

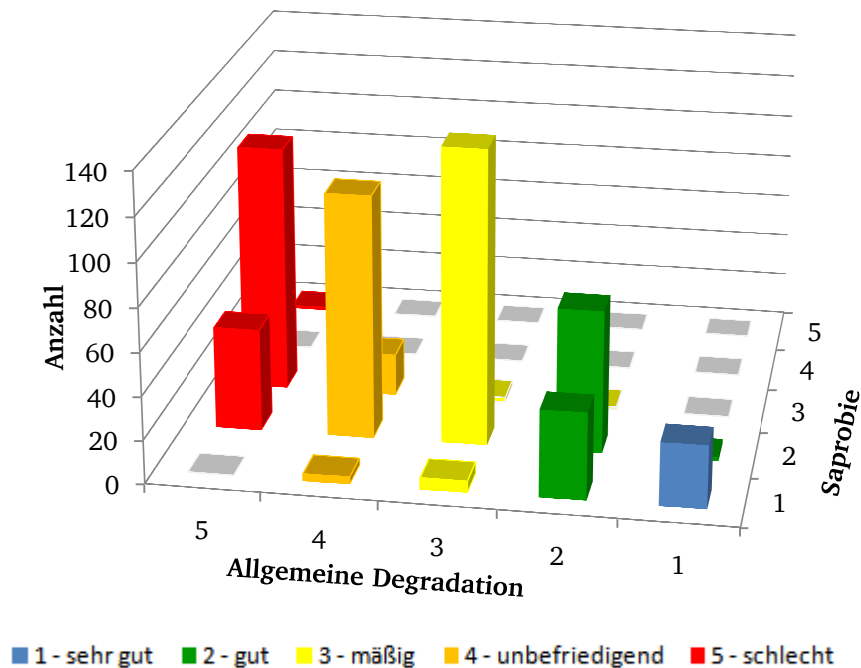


Abbildung 5-6: Die ökologischen Zustandsklassen gesplittet auf die Bewertungskomponenten Saprobie und Allgemeine Degradation (n=577)

Das Modul Allgemeine Degradation aggregiert durch verschiedene Core-Metrics die Auswirkungen unterschiedlicher Stressoren (Degradation der Gewässermorphologie, Nutzung im Einzugsgebiet, Pestizide, hormonäquivalente Stoffe) (siehe auch Kapitel 3.3.2). Im Gegensatz zur Saprobie kann die Ursache-Wirkungs-Beziehung dieses Moduls auf eine Vielzahl von Einflussfaktoren zurückgeführt werden. Die Einflussfaktoren sind dabei meist nur schwer zu differenzieren und erstrecken sich über alle im Einzugsgebiet vorhandenen Skalen, von der lokalen Habitat-Skala (Fehlen bestimmter Lebensraumstrukturen) bis hin zur Einzugsgebietsskala (vorherrschende Landnutzung). Eine weitere Aufschlüsselung der Daten insbesondere die Analyse der für den defizitären Wert der Teilkomponente Allgemeine Degradation verantwortlichen Metric können hier weitere Informationen zur Belastungsstruktur liefern und ermöglichen die Einstufung der Relevanz der vorhandenen Belastungen.

Die Relevanz der Allgemeinen Degradation als ausschlaggebendes Bewertungsmodul bei nahezu allen Probestellen kann im weiteren Verlauf genutzt werden, um aus den Ergebnissen der statistischen Analysen (s. Kapitel 5) per Extrapolation Bewertungsergebnisse zu übertragen.

5.1.2 Subset *proben.metrics*

Das Subset *proben.metrics* enthält mit ASTERICS berechnete Metrics, die nach der oben beschriebenen Voranalyse als relevant und aussagekräftig für die Mittelgebirgsbäche eingestuft wurden. Die Metricswerte können biologischen Attributen zugeordnet und in biologische Gruppen untergliedert werden (s. Tabelle 5-2).

Spalte	Spaltenname	Beschreibung	Gruppe / Bemerkung
1	abund	Abundanz [ind/m ²]	Zusammensetzung / Abundanz
2	num_taxa	Taxazahl	Zusammensetzung / Abundanz
3	div_sw	Diversität (Shannon-Wiener-Index)	Zusammensetzung / Abundanz
4	div_mi	Diversität (Margalef-Index)	Zusammensetzung / Abundanz

Spalte	Spaltenname	Beschreibung	Gruppe / Bemerkung
5	evenness	Evenness	Zusammensetzung / Abundanz
6	gfi5*	Deutscher Fauna Index	Zusammensetzung / Abundanz (Core Metrics)
7	sap_x	Saprobiestufe xenosaprob [%]	Saprobiestufe
8	sap_o	Saprobiestufe oligosaprob [%]	Saprobiestufe
9	sap_bm	Saprobiestufe beta-mesosaprob [%]	Saprobiestufe
10	sap_am	Saprobiestufe alpha-mesosaprob [%]	Saprobiestufe
11	zon_hc	Zonenpräferenz Hypocrenal [%]	Zonierung (große Skala)
12	zon_er*	Zonenpräferenz Epirhithral [%]	Zonierung (große Skala)
13	zon_mr	Zonenpräferenz Metarhithral [%]	Zonierung (große Skala)
14	zon_hr*	Zonenpräferenz Hyporhithral [%]	Zonierung (große Skala)
15	zon_ep	Zonenpräferenz Epipotamal [%]	Zonierung (große Skala)
16	zon_mp	Zonenpräferenz Metapotamal [%]	Zonierung (große Skala)
17	zon_li	Zonenpräferenz Litoral [%]	Zonierung (große Skala)
18	cur_rl	Strömungspräferenz rheo- bis limnophil [%]	Strömungspräferenz
19	cur_rp	Strömungspräferenz rheophil [%]	Strömungspräferenz
20	cur_rb	Strömungspräferenz rheobiont [%]	Strömungspräferenz
21	cor_in	Strömungspräferenz indifferent [%]	Strömungspräferenz
22	rheo*	Rheoindex nach Banning (Häufigkeitsklassen)	Strömungspräferenz
23	rti	Rhitron Typie Index	Habitatpräferenz
24	hab_pel	Pelalbesiedler [%]	Mikrohabitatpräferenz
25	hab_psa	Psammalbesiedler [%]	Mikrohabitatpräferenz
26	hab_aka	Akalbesiedler [%]	Mikrohabitatpräferenz
27	hab_lit	Lithalbesiedler [%]	Mikrohabitatpräferenz
28	hab_phy	Phytalbesiedler [%]	Mikrohabitatpräferenz
29	hab_alp	Summe Akal-, Phytal- und Lithalbesiedler [%]	Mikrohabitatpräferenz
29	feed_gs	Weidegänger [%]	Ernährungstyp
30	feed_s	Zerkleinerer [%]	Ernährungstyp
31	feed_gc	Sedimentfresser [%]	Ernährungstyp
32	feed_af	Aktive Filtrierer [%]	Ernährungstyp
33	feed_pf	Passive Filtrierer [%]	Ernährungstyp
34	feed_p	Räuber [%]	Ernährungstyp
35	feed_o	Andere Ernährungstypen [%]	Ernährungstyp
36	reti	Rhitron Feeding Type Index	Ernährungstyp
37	loc_sd	schwimmend/tauchend [%]	Fortbewegungstyp
38	loc_bb	grabend/bohrend [%]	Fortbewegungstyp
39	loc_sw	kriechend/laufend [%]	Fortbewegungstyp
40	loc_ss	schwebend/treibend [%]	Fortbewegungstyp
41	ept_nt	Ephemoptera, Plecoptera, Trichoptera [Anzahl Taxa]	Zusammensetzung / Abundanz
42	eptcbo_nt	EPT, Coleoptera, Bivalvia, Odonata [Anzahl Taxa]	Zusammensetzung / Abundanz
43	la_mgb	Leitarten Mittelgebirgsbäche	Leitartengruppen der Fließgewässertypen 5, 5.1, 6 und 7 (Haase et al., 2004b)

Tabelle 5-2: Spalten/Informationen in *proben.metrics*

Die mit einem * gekennzeichneten Attribute gehen als sogenannte *Core-Metrics* über die Teilkomponente Allgemeine Degradation in die Bewertung des Moduls Makrozoobenthos und damit in die Bewertung des ökologischen Zustands ein.

Die Leitarten der Mittelgebirgsbäche (Zeile 43 in Tabelle 4-2) wurden auf Basis von Haase et al. (Haase et al., 2004b) aus den Taxalisten direkt ermittelt. Im Rahmen der Ausarbeitung von Referenzgewässern für die Validierung der Bewertungsmethodik für Makrozoobenthos wurde von Haase et al. (Haase et al., 2004b) die Besiedlungsstruktur von anthropogen unbeeinflussten Fließgewässern ausgewertet und für jeden Fließgewässertyp Referenzstrecken und deren Arteninventar zusammengestellt. Aus diesen Untersuchungen wurden typspezifische Leitartengruppen für die Mittelgebirgsbäche gefiltert und für die Probestellen berechnet. Dieser Parameter wird nicht direkt über die Auswertesoftware ASTERICS berechnet, aufgrund der thematischen Splittung der Daten aber diesem Subset zugeordnet.

Im Datensatz *proben.metrics* sind die funktionalen Gruppen, die die Zusammensetzung des Makrozoobenthos charakterisieren enthalten. Die in den Datensatz aufgenommenen Metrics werden im Folgenden nach den funktionalen Gruppen separiert dargestellt. Abbildung 5-7 zeigt den Boxplot der Saprobiestufen. Xenosaprobe Gewässerabschnitte sind erwartungsgemäß selten im Datensatz vertreten. Diese Saprobiestufe ist typisch für schnell fließende, sauerstoffreiche Gebirgs- oder Alpengewässer. Der Großteil liegt in den beta-mesasproben, also gering organisch belasteten Gewässerschnitten. Diese Einstufung der Saprobiestufen spiegelt sich auch in den Ergebnissen des Bewertungsmoduls Saprobie (vgl. Abbildung 5-6) wider.

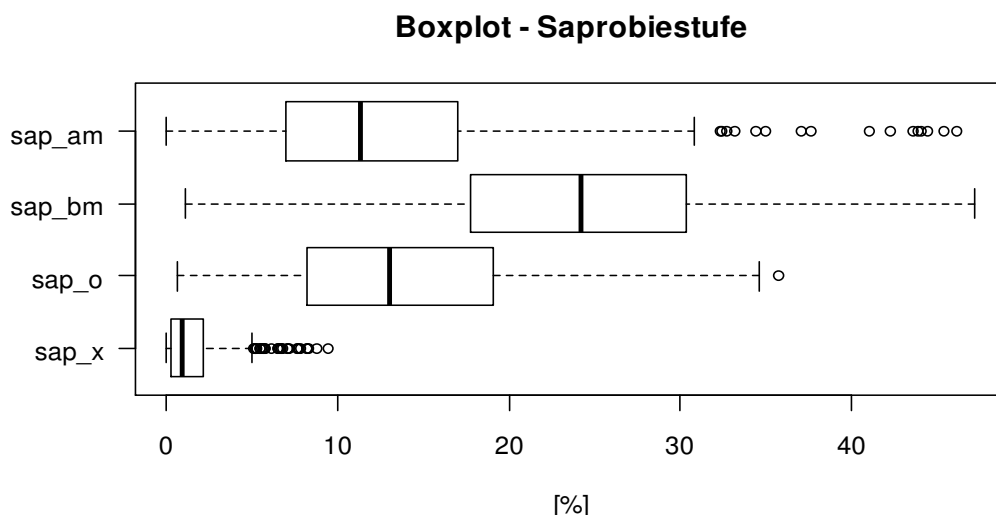


Abbildung 5-7: Boxplot der Saprobiestufen (sap_am – alpha-mesosaprob, sap_bm – beta-mesosaprob, sap_o – oligosaprob, sap_x – xenosaprob; n=577)

Die Berechnung der Zonierung basiert auf den autökologischen Einstufungen der Taxa bezüglich der präferierten Bereiche in der biozönotischen Längszonierung eines Fließgewässers. Die Darstellung zeigt, dass ausreichende Gradienten für eine weitere Analyse vorhanden sind und die für die Mittelgebirgsregionen typischen biozönotischen Gruppen vertreten sind. Die weiteren Zonierungen (z. B. Krenal – Quellbereich, Potamal – Unterlauf) weisen schwächere Gradienten und im Mittel niedrige Werte auf.

Boxplot - Zonierung

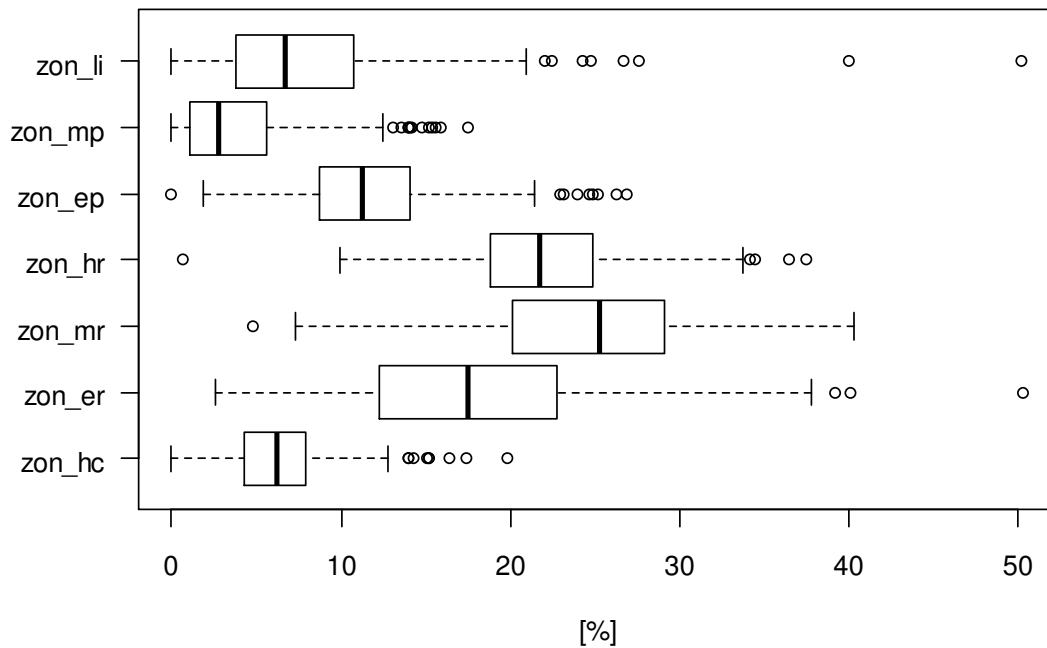


Abbildung 5-8: Boxplot der Zonierung (zon_li – Litoral, zon_mp – Metapotamal, zon_ep – Epipotamal, zon_hr – Hyporhithral, zone_mr – Metarhithral, zone_er – Epirhithral, zon_hc – Hypocrenal; n=577)

Eine ähnliche Struktur wie bei der Längszonierung ist auch bei dem Boxplot zur Strömungspräferenz (vgl. Abbildung 5-9) zu erkennen. Den größten Gradienten und gleichzeitig größten Anteil zeigen die rheophilen Arten, also Arten, die mittlere bis hohe Strömungsgeschwindigkeiten bevorzugen. Sowohl der Gradient als auch der Anteil bei den rheobionten (benötigen überwiegend hohe Strömungsgeschwindigkeiten) und rheo- bis limnophilen (bevorzugen langsame Fließgeschwindigkeiten) Arten ist deutlich geringer.

Boxplot - Strömungspräferenz

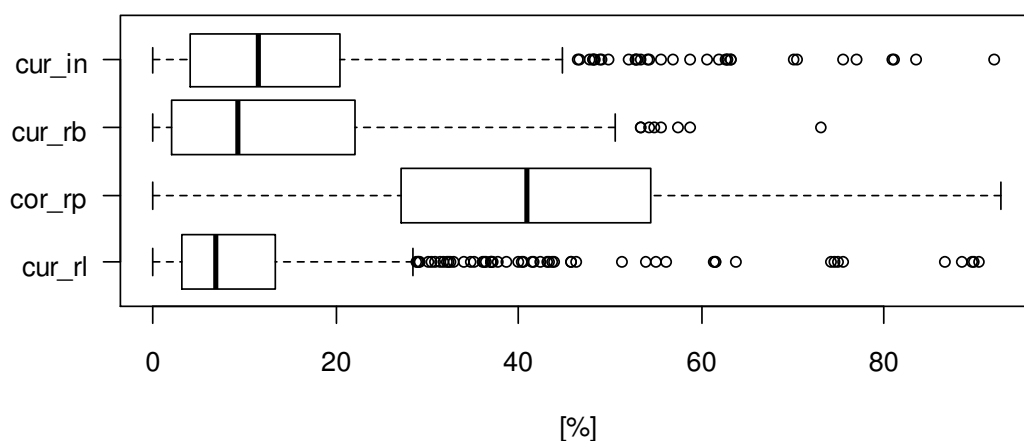


Abbildung 5-9: Boxplot der Strömungspräferenz (cur_in – indifferent, cur_rb – rheobiont, cur_rp – rheophil, cur_rl – rheo- bis limnophil; n=577)

Im Gegensatz zur Längszonierung beschreibt die Habitatpräferenz den kleinräumigen Lebensbereich des Makrozoobenthos. Diese Lebensräume (Choriotope) werden von der vorhandenen Substratzusammensetzung und damit verbundenen Strömungsbedingungen bestimmt. Am häufigsten

vertreten sind die Phytal- und Lithalbesiedler. Die Phytalbesiedler (hab_phy) besiedeln Pflanzen, Moose und lagestabile Steine. Der hohe Anteil an Lithalbesiedlern (hab_lit), also Tieren die Grobkies (Korngröße > 2 cm) besiedeln ist für Mittelgebirgsbäche charakteristisch. Der Summenparameter aus Akal-Lithal- und Psammalbesiedlern (hab_alp) ist daher in Mittelgebirgsregionen entsprechend häufig vorhanden. Weniger häufig sind die Akal- (Kies; Korngröße 0,2 – 2 cm), Psammal- (Sand; Korngröße 0,063 – 2 mm) und Pelalbesiedler (Feinsedimente; Korngröße < 0,063 mm).

Boxplot - Habitatpräferenz

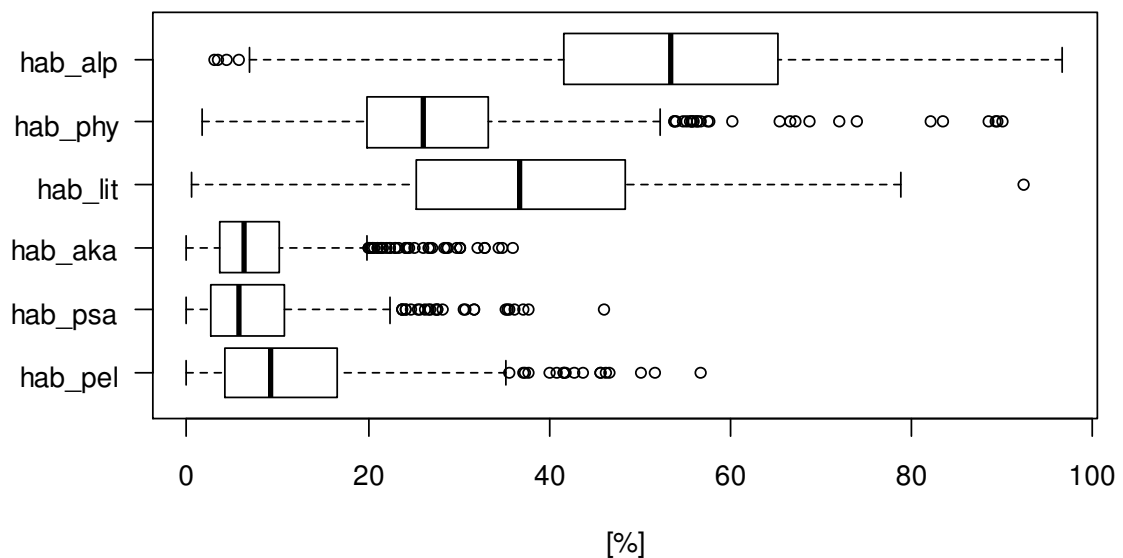


Abbildung 5-10: Boxplot der Habitatpräferenzen (hab_alp –Akal-, Lithoral- und Psammalbesiedler, hab_phy – Phytalbesiedler, hab_lit – Lithalbesiedler, hab_aka – Akalbesiedler, hab_psa – Psammalbesiedler, hab_pel – Pelalbesiedler; n=577)

Bei den Ernährungstypen dominieren die Weidegänger (feed_gs) und Sedimentfresser (feed_gc) die ausgewerteten Probestellen. Weniger häufig vertreten sind die Filtrierer (feed_pf und feed_af), Zerkleinerer (feed_s) und Räuber (feed_p). Das Vorhandensein der sechs verschiedenen Ernährungstypen und deren Verteilung sind ebenfalls typisch für Mittelgebirgsbäche der Typen 5, 5.1, 6 und 7. Der Anteil der sich „anders“ ernährenden Arten (feed_o) ist gering und kann vernachlässigt werden.

Boxplot - Ernährungstyp

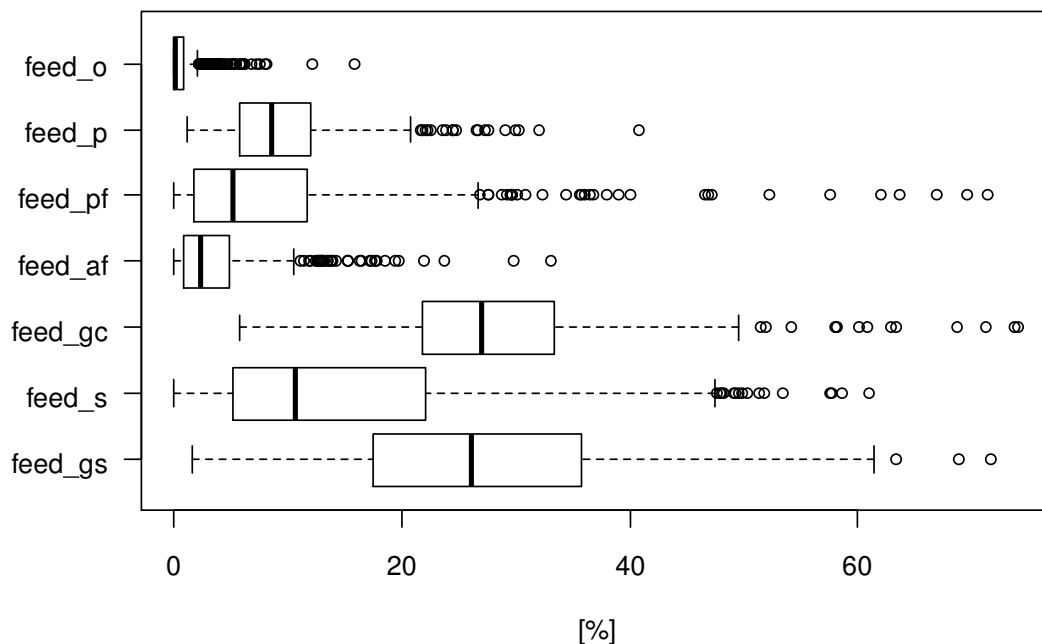


Abbildung 5-11: Boxplot der Ernährungstypen (feed_o – Andere, feed_p – Räuber, feed_pf – passive Filtrierer, feed_af – aktive Filtrierer, feed_gc – Sedimentfresser, feed_s – Zerkleinerer, feed_gs – Weidegänger)

Eine detaillierte Beurteilung der Verteilung der Ernährungstypen sollte im Zusammenhang mit den Strömungspräferenzen und der biozönotischen Zonierung geschehen, da diese biologischen Attribute miteinander verknüpft sind.

In Abbildung 5-12 sind nur Fortbewegungstypen mit ausreichend starken Gradienten dargestellt. Die Dominanz der sich schwimmend/tauchend (loc_sd) und kriechend/laufend (loc_sw) fortbewegenden Arten ist typisch für Ober- und Mittelläufe in Mittelgebirgsbächen.

Boxplot - Fortbewegungstyp

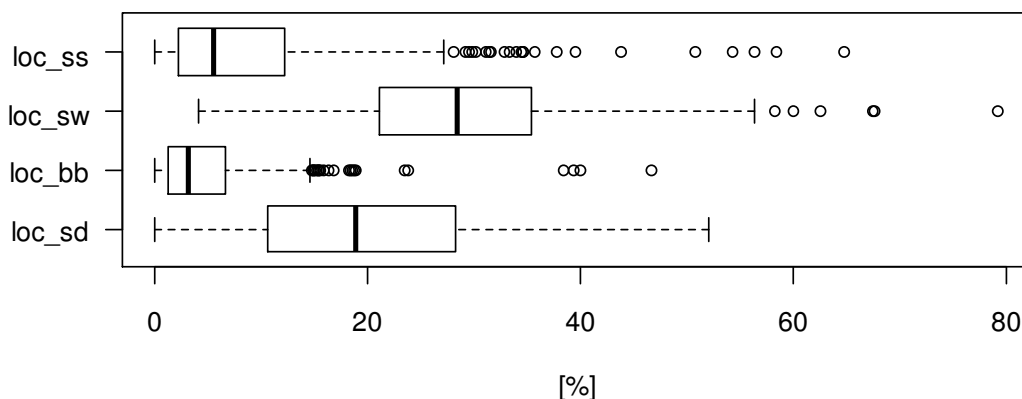


Abbildung 5-12: Boxplot der Fortbewegungstypen (loc_ss – schwimmend/treibend, loc_sw – kriechend/laufend, loc_bb – grabend/bohrend, loc_sd – schwimmend/tauchend)

Generell kann nach Filterung und ersten Analysen der Datenstruktur des *proben.metrics* Datensatzes geschlossen werden, dass die Daten dem typspezifischen Besiedlungsmuster in Mittelgebirgsbächen entsprechen. Die in Fließgewässern der Mittelgebirgsregionen typischerweise vorhandenen Arten und

Artzusammensetzungen sind häufig anzutreffen. Das Vorhandensein dieser für solche Fließgewässer untypischen Arten bzw. die untypische Artenzusammensetzung spiegelt den anthropogenen Einfluss wider. Die Zönosen verarmen oder werden verändert und entsprechen in ihrer Zusammensetzung nicht mehr den für diese Regionen typspezifischen Konstellationen. Die Zusammensetzungen und die Analyse der funktionalen Gruppen zeigen gute Übereinstimmungen mit den Ergebnissen und Beobachtungen von Völker (Völker, 2008), Sundermann (Sundermann, 2005) und Rolauffs (Rolauffs, 2006).

5.1.3 Subset *proben.abund*

In diesem Subset wurden die Abundanzen der Taxagruppen separiert. Dabei wurden alle Abundanzen mit nur Null-Werten aussortiert, sowie die Abundanzen, die in weniger als 10% der Probestellen vorhanden waren.

Spalte	Spaltenname	Bemerkung
1	Ab_Turbe	Abundanz Turbellaria
2	Ab_Gastr	Abundanz Gastropoda
3	Ab_Bival	Abundanz Bivalvia
4	Ab_Oligo	Abundanz Oligochaeta
5	Ab_Hirud	Abundanz Hirudinea
6	Ab_Crust	Abundanz Crustacea
7	Ab_Ephem	Abundanz Ephemeroptera
8	Ab_Pleco	Abundanz Plecoptera
9	Ab_Megal	Abundanz Megaloptera
10	Ab_Trich	Abundanz Trichoptera
11	Ab_Coleo	Abundanz Coleoptera
12	Ab_Dipte	Abundanz Diptera

Tabelle 5-3:Spalten/Informationen in *proben.abund*

Für gewässertypspezifische Betrachtungen wurde diese Filterung zusätzlich in den nach Gewässertyp separierten Datensätzen durchgeführt. Für Gewässertyp 6 wurden die Abundanzen der Heteroptera (Ab_Heter) in den Datensatz *proben.abund.typ6* aufgenommen, da diese an mehr als 10% der Probestellen im Gewässertyp 6 vorkommen.

Zur Visualisierung wurden wie bereits in Kapitel 5.1.2 die Boxplots gewählt. Aufgrund der Struktur des Abundanzdatensatzes (viele Null-Werte, große Spannweite) wurde der Datensatz zunächst logarithmiert und anschließend zentriert.

Boxplot - proben.abund.ln.center

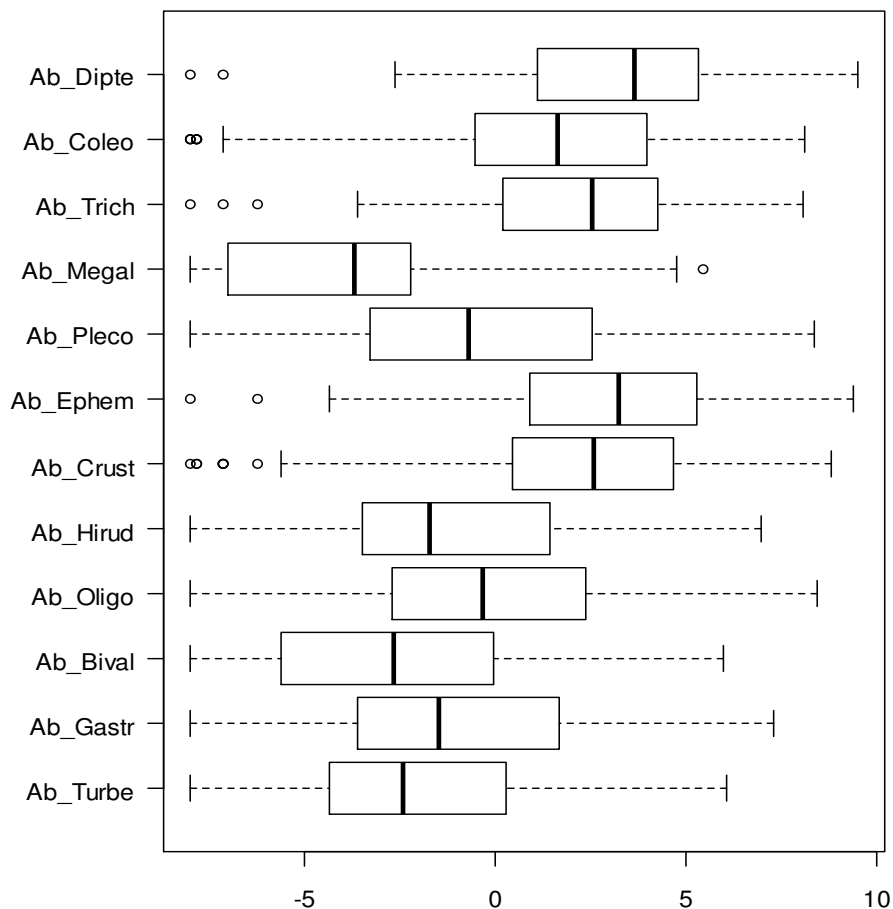


Abbildung 5-13: Boxplot des transformierten Subsets *proben.abund* (n=577)

Absolut betrachtet (vgl. Tabelle) sind die Arten Crustacea mit einem Durchschnitt von 325, Ephemoptera mit 440 und Diptera mit durchschnittlich 535 Individuen/m² am zahlreichsten. Diese drei Arten werden zudem an über 96% der Probestellen vorgefunden. Ebenfalls sehr häufig mit etwas geringeren Individuenzahlen sind die Arten Trichoptera (Ø 2189 Individuen/m²; bei 99% der Probestellen vorhanden) und Coleoptera (Ø 165 Individuen/m²; bei 94% der Probestellen vorhanden) vertreten.

Abundanz	Turbellaria	Gastropoda	Bivalvia	Oligochaeta	Hirudinea	Crustacea
Mittelwert	16	36	15	72	25	325
Maximum	672	1128	890	4516	712	4794
rel. Frequenz	47,1%	66,0%	43,8%	77,6%	63,4%	96,2%

Abundanz	Ephemoptera	Plecoptera	Megaloptera	Trichoptera	Coleoptera	Diptera
Mittelwert	440	99	2	189	165	535
Maximum	3277	1617	60	1755	1952	5502
rel. Frequenz	96,2%	60,0%	16,9%	99,3%	93,6%	99,5%

Tabelle 5-4: Absolutwerte (Mittelwert und Maximum) sowie relative Frequenz der Abundanzen (n=577)

5.2 Datensatz Umweltparameter

Der Datensatz Umweltparameter spannt eine Matrix mit relevanten und verfügbaren Daten möglicher Einflussfaktoren auf die aquatischen Lebensgemeinschaften an den Probestellen auf. Dabei wurden sowohl lokale Verhältnisse in unmittelbarer Umgebung der Probestelle (z. B. Gefälleverhältnisse, Strukturgüte) als auch auf das Einzugsgebiet des Fließgewässers an der Probestelle bezogene Daten zusammengestellt. Bei der Zusammenstellung der Daten wurden dabei zwei Prinzipien vorangestellt. Zum einen sollen die Daten entweder bereits in einer geeigneten Form vorliegen oder durch nachvollziehbare Transformationen, aus vorliegenden Daten gewonnen werden können. Zum anderen müssen die Daten flächendeckend vorhanden sein, damit Datenlücken nicht mit unsicheren Daten aus Extrapolationen bzw. Regionalisierungen oder durch „NA“-Werte⁴ geschlossen werden müssen. Dem Anspruch einer „kompletten“ Umweltparametermatrix kann man, wenn überhaupt, nur auf sehr viel kleineren Skalen als den in dieser Arbeit behandelten, gerecht werden. Dennoch werden nicht zuletzt durch Vielzahl der in die Matrix aufgenommen Parameter, die als relevant eingestuften Einflussfaktoren (s. auch Kapitel 3.6) direkt oder indirekt abgebildet. Die Umweltparameter lassen sich dabei grob in drei Gruppen untergliedern.

Zur ersten Gruppe zählen gebietscharakteristische Merkmale, wie die Größe des Einzugsgebiets oberhalb einer Probestelle, die Gefälleverhältnisse im Bereich der Probestelle sowie Daten über die Landnutzung des oberhalb der Probestelle gelegenen Einzugsgebiets. Eine weitere Gruppe bilden Daten zu punktuellen Belastungen aus Einleitungen der Kanalisation oder von Kläranlagen. Diese Einleitungen bewirken stoffliche und im Falle von Entlastungsereignissen bei Kanalisationsbauwerken zusätzlich hydraulische Belastungen des Fließgewässers. Durch eine Vorauswahl verfügbarer Parameter werden die Belastungen aus diesen Quellen an den Probestellen quantifiziert. Zur dritten Gruppe zählen die hydromorphologischen Parameter, die aus den Strukturgütedaten entnommen werden. Diese Parameter spiegeln die anthropogene Verformung des Gewässerbetts und dessen unmittelbarem Umfeld wider.

Insgesamt fehlen flächendeckende Daten über das Abflussregime an den Probestellen und zur chemischen Gewässergüte, sodass hier nur Rückschlüsse erfolgen können, wenn beispielsweise Belastungen aus den entsprechenden Parametern der Landnutzungsdaten und den Belastungen aus den Punktquellen dies indizieren. Für die weiteren Analysen wurden wie bereits bei den primären Variablen, sogenannte Subsets (Teilmengen eines Datensatzes) gebildet.

5.2.1 Subset *up.basis*

In diesem Subset wurden sogenannte Basisparameter zu jeder Probestelle abgelegt. Enthalten sind Informationen über die Größe des Einzugsgebiets oberhalb der Probestelle und die Aufteilung der Landnutzung in diesem Einzugsgebiet sowie das Gefälle des 100m-Abschnitts, in dem sich die Probestelle befindet. Diese Daten wurden mittels einer GIS-Software und der Extension SWAT (Soil Water Assessment Tool) gewonnen. Als Eingangsdaten dienten die Gewässerverläufe, ein digitales Geländemodell (DGM25), die Positionsangaben der Probestellen (Rechts- und Hochwert) sowie die Landnutzungsdaten aus den CORINE Landcover Daten (CLC2000)⁵.

⁴ NA – not available: fehlende Werte, werden in der im Rahmen der Arbeit verwendeten Software R mit NA gekennzeichnet.

⁵ Das Projekt CORINE Land Cover (CLC) stellt einheitliche und damit vergleichbare Daten der Bodenbedeckung für Europa zur Verfügung. Die Kartierung der Bodenbedeckung und Landnutzung erfolgt europaweit auf der Basis von Satellitendaten. CLC2000 beschreibt die Datengrundlagen, die im Rahmen einer Aktualisierung im Jahre 2000 vorgenommen wurden.

Spalte	Spaltenname	Bemerkung
1	AreaC	Größe des Einzugsgebiets oberhalb der Probestelle
2	CLC_1	Anteil der urbanen Fläche des Einzugsgebiets (CLC200-Code 1xx)
3	CLC_2	Anteil der landwirtschaftlich genutzten Fläche des Einzugsgebiets (CLC2000-Code 2xx)
4	CLC_3	Anteil der Waldfläche des Einzugsgebiets (CLC2000-Code 3xx)
5	SLOPE	Gefälle im Bereich der Probestelle

Tabelle 5-5: Inhalte des Datensatzes *up.basis*

Die Größe der Einzugsgebiete variiert zwischen 4 ha und 24.300 ha mit einer mittleren Einzugsgebietsgröße von 1.880 ha. Die mittleren Gefälle im Bereich der Probestellen schwanken zwischen 0,2‰ und 55‰ mit einem Mittelwert von 17‰. Die Landnutzung wurde aus den Corinne Landcover Daten von 2000 (CLC2000) ermittelt. Hierbei wurden die Nutzungsklassen auf höchster Ebene aggregiert, d. h., es wurden nur die Klassen „urbane Fläche“ (CLC2000-Code 1xx), „landwirtschaftlich genutzte Flächen“ (CLC2000-Code 2xx), „Waldfläche“ (CLC2000-Code 3xx), „Feuchtgebiete/Sümpfe“ (CLC200-Code 4xx) sowie „Wasserflächen“ (CLC2000-Code 5xx) unterschieden. Da nur etwa 1% der Probestellen im Einzugsgebiet Flächenanteile mit den Nutzungsklassen Feuchtgebiete/Sümpfe (CLC2000-Code 4xx) und Wasserflächen (CLC2000-Code 5xx) aufweisen und diese Flächenanteile wiederum sehr gering (< 5%) sind, wurden diese Parameter nicht in die Auswertung eingeschlossen.

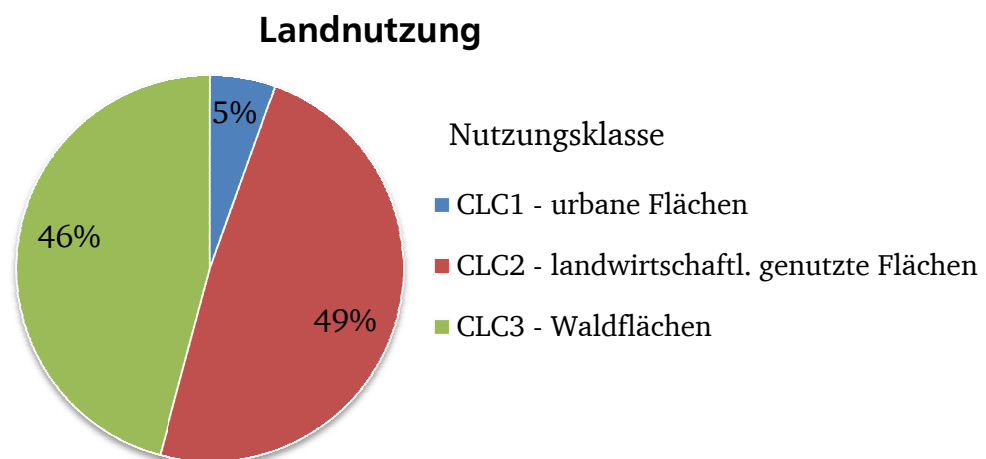


Abbildung 5-14: Aufteilung der Landnutzung bezogen auf die Einzugsgebiete aller Probestellen (n=577)

In Abbildung 5-14 ist die Aufteilung der Landnutzung für die Einzugsgebiete aller Probestellen dargestellt. Differenziert man die einzelnen Landnutzungen, zeigt sich, dass 163 Probestellen (~28%) keine urbanen Gebiete im Einzugsgebiet aufweisen. Nur 28 Probestellen (~5%) sind frei von landwirtschaftlichen Nutzflächen im Einzugsgebiet. 13 Probestellen (2%) haben weder urbane noch landwirtschaftlich genutzte Flächen im Einzugsgebiet.

5.2.2 Subset *up.punkt*

Dieses Subset enthält die Daten zu punktuellen Einleitungen oberhalb der Probestellen. Nach den statistischen Erhebungen des hessischen Ministeriums für Umwelt, Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (HMUELV, 2009) waren in Hessen im Jahr 2007 insgesamt 35.323 km öffentliches Kanalnetz vorhanden, wobei rund 75% Mischwasserkanäle sind und der Rest relativ gleichmäßig auf Schmutz- und Regenwasserkanäle verteilt ist. Der Anschlussgrad an die Kanalisation beträgt in Hessen rund 99% (HMUELV, 2009).

Die Einleitungen aus Regenentlastungsanlagen wurden in mehreren Stufen mit unterschiedlichem Informationsgehalt in den Datensatz integriert. Die erste Stufe beinhaltet allein die Aussage, ob im Gewässer oberhalb einer Probestelle Einleitungen vorhanden sind. In einer zweiten Stufe werden Informationen über Entfernung der nächstgelegenen Einleitstelle oberhalb einer Probestelle sowie die Anzahl der Einleitstellen getrennt nach Einleitungen aus Regenwasserentlastungen und Mischwasserentlastungen aufgenommen. In einem dritten Schritt werden zu den Mischwasserentlastungen Informationen aus den SMUSI-Datensätzen bzw. den Daten des Hessischen Abwasseranlagenkatasters eingefügt. Als repräsentative Parameter wurden die Summe der aus den Mischwasserentlastungsanlagen entlastete jährliche Schmutzfracht (SumFR_MWE), die Summe der an die oberhalb gelegenen Mischwasserentlastungsanlagen angeschlossenen Einwohnerwerte (SumEW_MWE) und die Summe der an die oberhalb gelegenen Mischwasserentlastungsanlagen angeschlossenen undurchlässige Fläche (Au_MWE) gewählt.

Nach Auswertungen des hessischen Abwasseranlagenkatasters (HMUELV, 2009) wurden 2008 in Hessen insgesamt 725 kommunale Abwasserbehandlungsanlagen betrieben. In diesen Kläranlagen mit einer Gesamtausbaugröße von rd. 10,2 Mio. Einwohnerwerten (EW) wird das Abwasser von rd. 6 Mio. Einwohnern gereinigt. Im Hinblick auf die EG-Richtlinie 91/271/EWG müssen nur Anlagen > 10.000 EW zusätzlich zur Reduzierung der organischen Belastung für eine Nährstoffreduzierung (Stickstoff und Phosphor) ausgerüstet sein.

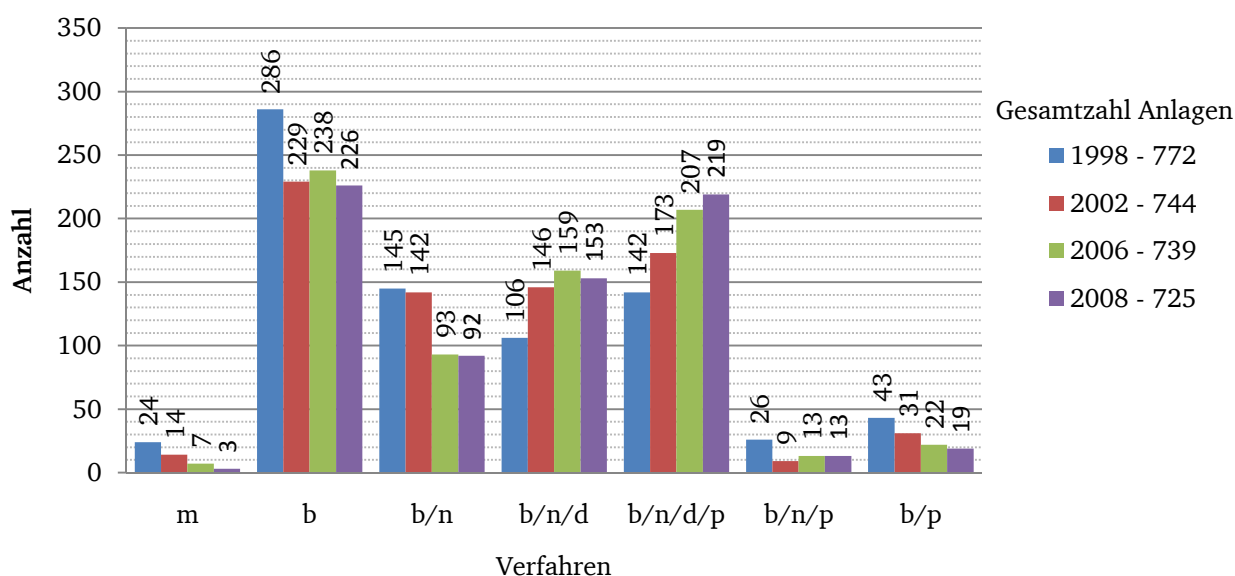


Abbildung 5-15: Ausbaustufe der kommunalen Kläranlagen in Hessen (m = mechanisch, b = biologisch, n = Nitrifikation, d = Denitrifikation, p = P-Elimination) (HMUELV, 2009)

Die Auswertung der Eigenkontrolldaten der hessischen Abwasseranlagen zeigt, dass die Ablauffrachten der Parameter CSB und BSB₅ in den letzten zehn Jahren nahezu unverändert sind. Die Abbau- und Eliminationsraten vor allem der großen Kläranlagen sind bereits so hoch, dass hier ohne gezielte verfahrenstechnische Maßnahmen keine weiteren Änderungen zu erwarten sind. Im Gegensatz hierzu konnte die Stickstofffracht aus Kläranlagen zwischen 1996 und 2007 von etwa 15.500 T/a auf etwa 7.500 t/a reduziert werden. (HMUELV, 2009)

Die Berücksichtigung der Kläranlagen erfolgte ebenfalls abgestuft. In einem ersten Schritt wurde nur die Information, ob Kläranlagen in das Gewässer oberhalb einer Probestelle einleiten eingespeist. In einem zweiten Schritt wurde die Anzahl oberhalb der Probestelle gelegener Kläranlageneinleitungen

erfasst, die Summe der an die oberhalb gelegenen Kläranlagen angeschlossenen Einwohner integriert sowie die Entfernung der nächstgelegenen Kläranlage oberhalb der Probestelle aufgenommen.

Spalte	Spaltenname	Bemerkung
1	KA_oh	Kläranlageneinleitung oberhalb der Probestelle vorhanden (1 = ja, 0 = nein)
2	Anz_KA	Anzahl der Kläranlageneinleitungen oberhalb der Probestelle
3	Bel_KA	Anzahl der an die oberhalb einer Probestelle liegenden Kläranlagen angeschlossenen Einwohnerwerte
4	MinEntf_KA	Entfernung zur nächsten oberhalb liegenden Kläranlage
5	MWE_oh	Einleitungen aus MWE oberhalb der Probestelle vorhanden (1 = ja, 0 = nein)
6	AnzMWE	Anzahl Regenwasserentlastungsanlagen oberhalb der Probestelle
7	Entf_MWE	Entfernung zur nächsten oberhalb liegenden Mischwasserentlastungsanlage
8	Au_MWE	Summe der an die oberhalb gelegenen Mischwasserentlastungsanlagen angeschlossenen Einwohner
9	SumEW_MWE	Summe der an die oberhalb gelegenen Mischwasserentlastungsanlagen angeschlossenen Einwohnerwerte
10	SumFR_MWE	Summe der aus den Mischwasserentlastungsanlagen entlastete jährliche Schmutzfracht aus SMUSI
11	RWE_oh	Einleitungen aus RWE oberhalb der Probestelle vorhanden (1 = ja, 0 = nein)
12	Anz_RWE	Anzahl Regenwasserentlastungsanlagen oberhalb der Probestelle
13	Entf_RWE	Entfernung zur nächsten oberhalb liegenden Regenwasserentlastungsanlage

Tabelle 5-6: Inhalte des Datensatzes *up.punkt*

Folgende Grafik fasst die Belastungssituation für punktuelle Belastungen der Gewässer zusammen. Es ist zu erkennen, dass nur etwa 11% der Probestellen nicht durch Einleitungen aus Kläranlagen oder Regenentlastungsanlagen beeinträchtigt werden. Bei knapp der Hälfte der Probestellen befinden sich oberhalb Einleitungen aus Kläranlagen. Nur etwa 12% der Probestellen weisen keine Einleitungen aus Regenentlastungsanlagen oberhalb auf.

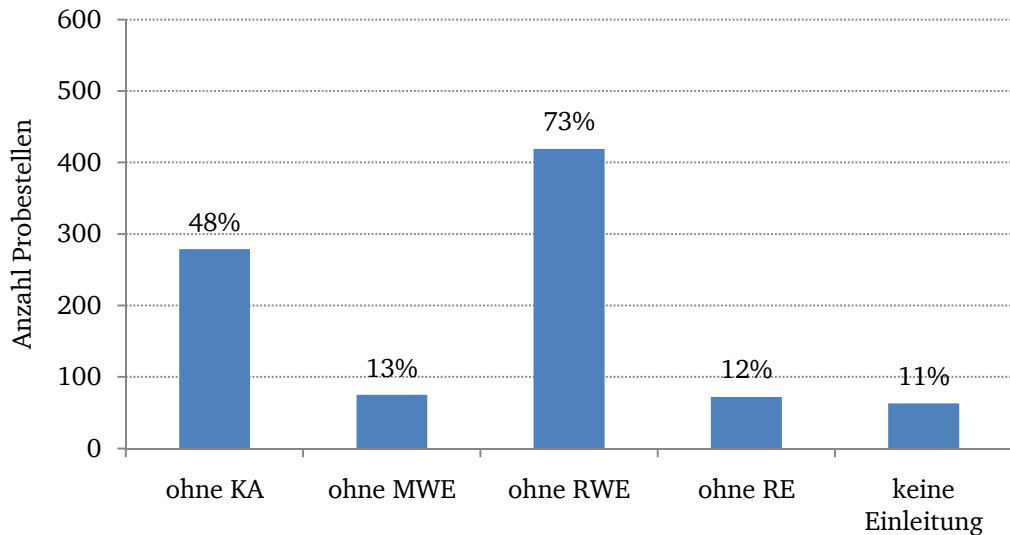


Abbildung 5-16: Anzahl der Probestellen ohne Einleitungen oberhalb (n=577; differenziert nach Art der Einleitung: KA - Kläranlage, MWE – Mischwasserentlastung, RWE – Regenwasserentlastung, RE – Regenentlastung [RWE + MWE])

Eine differenzierte Betrachtung der Bewertungsergebnisse des Makrozoobenthos der 63 Probestellen ohne Einleitungen im Einzugsgebiet (vgl. Abbildung 5-17) zeigt, dass die Teilkomponente Allgemeine Degradation ausschlaggebend ist. Der saprobielle Zustand dieser Probestellen ist überwiegend im guten Bereich. Nur 16 Probestellen wurden in einen saprobiell mäßigen Zustand eingestuft. Bei diesen Probestellen ist der Zustand der Teilkomponente Allgemeine Degradation in drei Fällen ebenfalls mäßig in allen anderen Probestellen unbefriedigend oder schlecht.

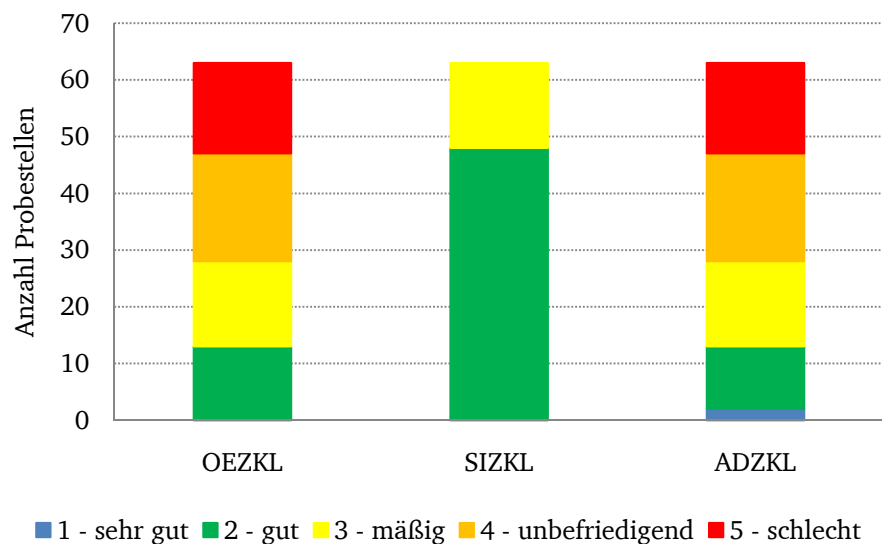


Abbildung 5-17: Zustandsklassen MZB der Probestellen ohne Einleitungen oberhalb (n=63; OEZKL – ökologische Zustandsklasse; SIZKL – Zustandsklasse Saprobie, ADZKL – Zustandsklasse Allgemeine Degradation)

Der überwiegend mäßige bis schlechte Zustand der Probestellen wird bei diesen Probestellen größtenteils auf nicht punktuellen Belastungen, wie beispielsweise durch Nährstoffeinträge aus landwirtschaftlich genutzten Flächen (Hinweise bei nicht gutem Saprobienindex) oder durch hydromorphologische Beeinträchtigungen zurückzuführen sein.

5.2.3 Subset *up.struktur*

Dieser Datensatz enthält die Daten der Erfassungstabelle der Strukturgütekartierung des 100-m-Abschnitts der jeweiligen Probestelle sowie die sechs Hauptparameter und die Gesamtbewertung der Strukturgütekartierung. Es wurden die Erfassungsparameter gewählt, da durch Aggregation und typspezifische Transformationen bestimmter Parameter in der Tabelle der Bewertungsparameter der Strukturgüte möglicherweise relevante Informationen verloren gehen.

Für die weitere Bearbeitung sind Transformationen einzelner Parameter erforderlich, die im Folgenden kurz erläutert werden:

- Die Kartierung des Parameters CE21 – Querbauwerke wird in Binärform transformiert. CE21 wird mit 0 versehen, wenn die Parameter CE21_1 (Grundswellen), CE21_2 (Absturz mit Umlauf) oder CE21_11 (kein Querbauwerk) mit 1 indiziert sind, also keine nachhaltige Schädigung durch ein Querbauwerk (bzw. kein Querbauwerk vorhanden) zu erwarten ist. Ist einer der anderen Parameter mit 1 indiziert, wird CE21 zu 1 gesetzt.
- Die Kartierung des Parameters CE22 – Rückstau wird in Binärform transformiert. CE22 wurde mit 0 versehen, wenn der Parameter CE22_4 (kein Rückstau) mit 1 indiziert ist. Ist einer der anderen Parameter mit 1 indiziert, wird CE22 zu 1 gesetzt (Rückstau vorhanden).
- Die Kartierung des Parameters CE23 – Verrohrung wird in Binärform transformiert. CE23 wurde mit 0 versehen, wenn die Parameter CE23_1 (Verrohrung < 5% mit Sedimentauflage) oder CE23_7 (keine Verrohrung) mit 1 indiziert sind. Ist einer der anderen Parameter mit 1 indiziert, wird CE23 zu 1 gesetzt.
- Die Kartierung des Parameters CE35 – Durchlässe wird in Binärform transformiert. CE35 wird mit 0 versehen, wenn die Parameter CE35_1 (Durchlass, nicht strukturschädlich) oder CE35_5 (kein Durchlass) mit 1 indiziert sind. Ist einer der anderen Parameter mit 1 indiziert, wird CE35 zu 1 gesetzt.
- Die Kartierung des Parameters CE42 – Sohlverbau wird in Binärform transformiert. CE42 wird mit 0 versehen, wenn der Parameter CE42_4 (kein Sohlverbau mit 1 indiziert ist. Ist einer der anderen Parameter mit 1 indiziert, wird CE42 zu 1 gesetzt.
- Der Parameter CE51_L und CE51_R werden zu CE51 (Uferbewuchs) zusammengefasst. Es wird der höhere der beiden Werte CE51_L und CE51_R übernommen.
- Die Kartierung des Parameters CE52_L/R – Uferverbau wird für jedes Ufer (CE52_L und CE52_R) in Binärform transformiert. CE52_L/R wird mit 0 versehen, wenn die Parameter CE52_L1/R1, CE52_L6/R6 oder CE52_L8/R8 mit 1 indiziert sind. Ist einer der anderen Parameter mit 1 indiziert, wird CE52_L/R zu 1 gesetzt. Anschließend wird der größere Wert von CE52_L und CE52_R als Wert für den Parameter CE52 übernommen.
- Die Kartierung des Parameters CE61_L/R – Flächennutzung wird für jedes Ufer (CE61_L und CE61_R) in Binärform transformiert. CE61_L/R wurde mit 1 versehen, wenn die Parameter CE61_L8/R8, CE61_L9/R9, CE61_L18/R18 oder CE61_L19/R19 mit 1 indiziert sind. Ist keiner dieser anderen Parameter mit 1 indiziert, wird CE61_L/R zu 0 gesetzt. Anschließend wird der größere Wert von CE61_L und CE61_R als Wert für den Parameter CE61 übernommen.
- Die Kartierung des Parameters CE62_L/R – Gewässerrandstreifen wird für jedes Ufer (CE62_L und CE62_R) in Binärform transformiert. CE62_L/R wird mit 0 versehen, wenn die Parameter CE62_L1/R1, CE62_L2/R2 oder CE62_L3/R3 mit 1 indiziert sind. Ist keiner dieser anderen Pa-

parameter mit 1 indiziert, wird CE62_L/R zu 0 gesetzt. Anschließend wird der größere Wert von CE62_L und CE62_R als Wert für den Parameter CE62 übernommen.

- Die Kartierung des Parameters CE63_L/R – schädliche Umfeldstrukturen wird auf den Parameter CE63_L19/R19 reduziert. Dieser Parameter indiziert das Vorhandensein (=0) oder Nicht-Vorhandensein (=1) schädlicher Umfeldstrukturen. Der größere Wert von CE63_L und CE63_R wird als Wert für den Parameter CE63 übernommen

Spalte	Spaltenname	Bemerkung	Spalte	Spaltenname	Bemerkung
1	O_LAGE	Gewässerlage (Ortslage)	18	CE26	Tiefenvarianz
2	FE_HP1	Hauptparameter 1 (Laufentwicklung)	19	CE31	Profiltyp
3	FE_HP2	Hauptparameter 2 (Längsprofil)	20	CE32	Profiltiefe
4	FE_HP3	Hauptparameter 3 (Querprofil)	21	CE33	Breitenerosion
5	FE_HP4	Hauptparameter 4 (Sohlenstruktur)	22	CE34	Breitenvarianz
6	FE_HP5	Hauptparameter 5 (Uferstruktur)	23	CE35	Durchlässe
7	FE_HP6	Hauptparameter 6 (Gewässerumfeld)	24	CE41	Sohlensubstrat
8	FE_HPGES	Gesamtbewertung	25	CE42	Sohlverbau
9	CE11	Laufkrümmung	26	CE43	Substratdiversität
10	CE12	Krümmungserosion	27	CE44	besondere Sohlstrukturen
11	CE13	Längsbänke	28	CE51	Uferbewuchs
12	CE14	besondere Laufstrukturen	29	CE52	Uferverbau
13	CE21	Querbauwerk	30	CE53	besondere Uferstrukturen
14	CE22	Rückstau	31	CE61	Flächennutzung
15	CE23	Verrohrung	32	CE62	Gewässerrandstreifen
16	CE24	Querbänke	33	CE63	schädliche Umfeldstrukturen
17	CE25	Strömungsdiversität			

Tabelle 5-7: Inhalte des Datensatzes *up.struktur*

Von den 577 Probestellen befinden sich 19% (110 Probestellen) im Bereich von Ortslagen. Eine Übersicht der aggregierten Bewertungsparameter (FE_HP1 bis FE_HP6) für die einzelnen Gewässerstrukturgüteelemente sowie der integrale Gesamtbewertungsparameter FE_HPGES stellt Abbildung 5-18 dar.

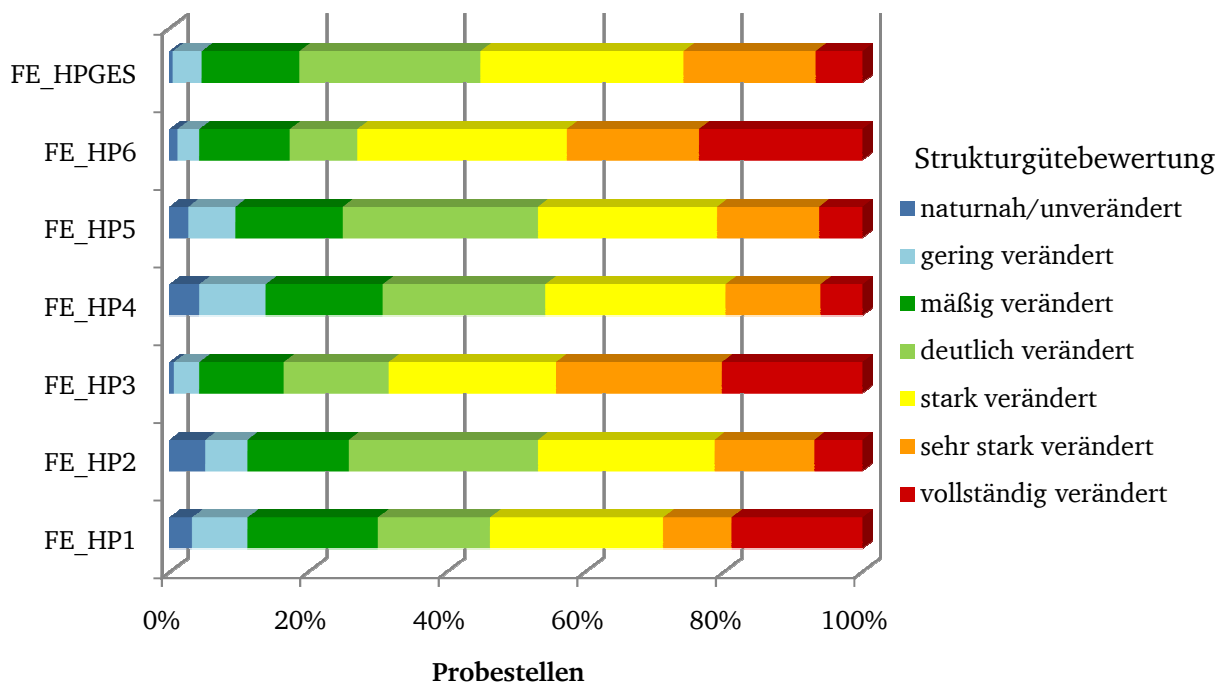


Abbildung 5-18: Zusammenfassung der Struktur Gütebewertung der Probestellen (n=577)

Die Strukturdefizite werden in der obigen Abbildung deutlich sichtbar. Rund 80% der Probestellen werden bei der Gesamtwertung mit deutlich bis vollständig verändert eingestuft. Vor allem die Hauptparameter Querprofil (FE_HP3) und Gewässerumfeld (FE_HP6) weisen bei über 70% der Probestellen mindestens starke Veränderungen auf. Bei der Gesamtbewertung der Struktur Güte werden die Abschnitte von 3 Probestellen als naturnah/unverändert und 24 Probestellen als gering verändert eingestuft. Detaillierte Analysen der einzelnen Erfassungsparameter folgen im nächsten Kapitel.

6 Ergebnisse der multivariaten Analysen

Die Auswertung und Interpretation großer Datenmengen mit sehr unterschiedlichen Strukturen muss zielgerichtet erfolgen, da sonst unnötige, redundante und im ungünstigen Fall falsche Ergebnisse erzeugt werden sowie die Interpretation der Ergebnisse erschwert wird. Zusätzlich ist die Integration von Expertenwissen in die Ergebnisinterpretation erforderlich, um relevante Informationen zu filtern oder identifizieren. Die Analyse der vorliegenden Daten geschieht unter verschiedenen Aspekten. Zum einen sollen zunächst Strukturen in den Daten offengelegt werden, um Zusammenhänge zu entdecken oder vermutete Zusammenhänge zu manifestieren. Die Reduktion auf wesentliche aussagekräftige Parameter stellt dabei ein wesentliches Unterziel dar. Dabei werden im Folgenden die beiden Datensätze Makrozoobenthos und Umweltparameter zunächst isoliert (indirekte Analyse) betrachtet. In einer ersten Analyse werden die Abundanzdaten des Makrozoobenthosdatensatzes untersucht. Mittels einer Korrespondenzanalyse kann das Antwortverhalten der taxonomischen Gruppen auf maßgebliche Einflussfaktoren untersucht werden. Diese Analyse erfolgt sowohl für den kompletten Datensatz als auch für die nach Gewässertyp separierten Datensätze. Aus dem Datensatz Makrozoobenthos werden auch die Berechnungsergebnisse von Perlodes auf Strukturen geprüft.

Ein weiteres Element liefert die Analyse des Umweltparametersatzes, der wiederum in drei Subsets untergliedert ist (s. Kapitel 5.2). Die Auswertungen des Parametersatzes ermöglichen die Identifikation von Parametern, die die Varianz im kompletten Datensatz gut abbilden.

In einem weiteren Schritt wird durch direkte Analysen das Zusammenwirken eingehend untersucht. Hierbei steht die gewässertypspezifische Identifikation relevanter Umweltparameter im Vordergrund. Zum einen kann die wasserwirtschaftliche Planung durch die Identifikation der maßgeblichen Einflussfaktoren auf die Abundanzen der taxonomischen Gruppen unterstützt werden, wenn die Entwicklung oder Wiederbesiedlung bestimmter defizitärer Arten im Vordergrund steht. In einer weiteren Analyse werden die typspezifisch relevanten Core-Metrics des Moduls Allgemeine Degradation in Beziehung zu den Umweltfaktoren analysiert. Diese Analyse erlaubt die direkte Ausrichtung der Planung an den bewertungsrelevanten Komponenten im Sinne der EG-WRRL. Die Ergebnisse der Analysen münden in Modellen, die es erlauben, auf der Grundlage von wenigen als relevant identifizierten Faktoren den ökologischen Zustand für jeden beliebigen Gewässerabschnitt zu schätzen. Darüber hinaus können Rückschlüsse aus vorhandenen Daten abgesichert werden, um belastbare Planungsgrundlagen zu schaffen. Diese sollen nicht nur das Monitoring in Gewässern unterstützen und die Bewertung der Übertragbarkeit von Monitoringergebnissen gestatten, sondern auch im Hinblick auf Maßnahmenplanung im Sinne der EG-WRRL eine effiziente und zielgerichtete Vorgehensweise ermöglichen.

6.1 Auswertung der Abundanzdaten des Makrozoobenthosdatensatzes

Die Abundanzen aller Probestellen ($n=577$) werden in einem ersten Schritt mit einer „entzerrten“ Korrespondenzanalyse (DCA) untersucht. Abbildung 6-1 zeigt den Biplot der DCA. Deutlich erkennbar in der Grafik ist die Differenzierung der ökologischen Zustandsklassen entlang der ersten Achse mit einer Verschlechterung der Zustandsklasse vom negativen zum positiven Bereich. Die Länge der ersten Achse beträgt etwa 3 SD. Nach Leyer und Wesche (Leyer und Wesche, 2008) ist ein vollständig unimodales Verhalten erst ab 4 SD abgedeckt und bei Werten unter 3 SD eine Hauptkomponentenanalyse (PCA) angebracht. Die Interpretation der Eigenwerte und Berechnung der Varianzerklärung ist bei der DCA problematisch, da durch das Entzerren (detrending) die Eigenwerte „verschoben“ werden. Das wichtigste Ergebnis der DCA im Rahmen dieser Arbeit ist daher die Gradientenlänge der ersten DCA-Achse als Entscheidungskriterium für das Art-Antwortverhalten des Abundanzdatensatzes.

Die Abundanzwerte der taxonomischen Gruppe Plecoptera (Steinfliegen) korrelieren hoch ($r=-0,99$) mit der ersten DCA-Achse und indizieren bei hohen Werten einen guten ökologischen Zustand. Bei 98% der Probestellen, deren ökologischer Zustand mit gut (ÖZKL=2) oder sehr gut (ÖZKL=1) bewer-

Detrended Correspondence Analysis

Dataset: proben.abund , Subdataset: proben.kenn

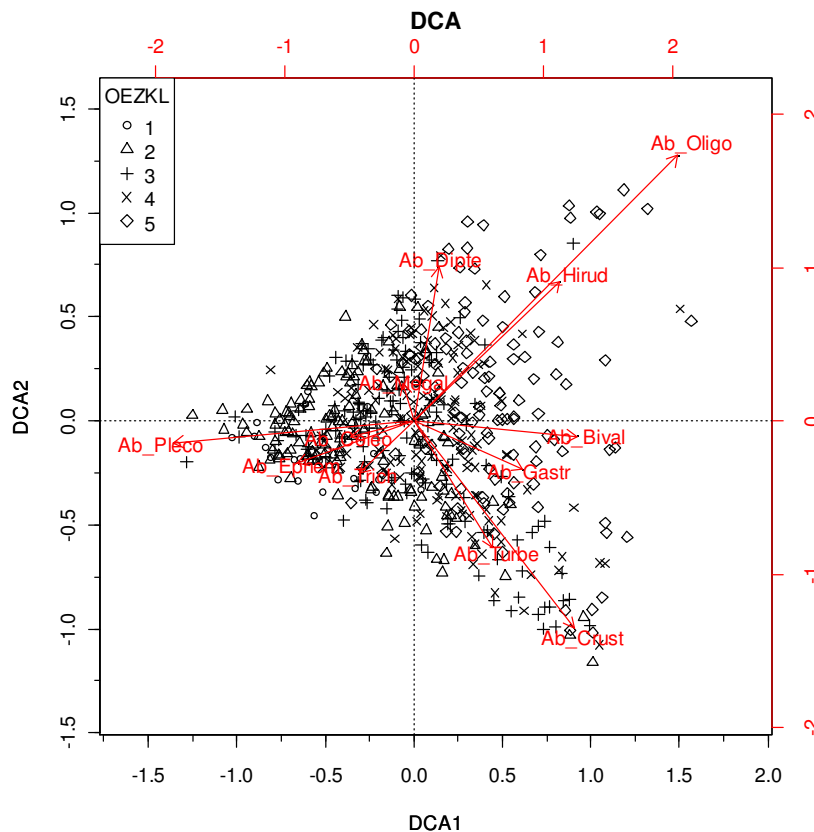


Abbildung 6-1: Ergebnisse der DCA des Abundanzdatensatzes (Differenzierung nach ökologischer Zustandsklasse; n=577)

Trägt man die Abundanzen der Plecoptera (Ab_Pleco) gegen die erste Achse der DCA (DCA1) ab, erhält man Abbildung 6-2. Diese Grafik manifestiert die Vermutung, dass der synthetischen ersten Hauptachse der DCA ein lineares und kein unimodales Art-Antwortverhalten zugrunde liegt. Bei unimodalem Verhalten würden die Abundanzwerte entlang der DCA-Achse ansteigen, einen Gipfel (Bereich des Optimums) erreichen und anschließend wieder abnehmen. Ein entsprechend gegensätzliches Bild (ohne Abbildung) liefert die Abtragung der Abundanzen der Bivalvia (Muscheln) gegen die erste DCA-Achse. Die Abundanzwerte zeigen ebenfalls einen annähernd linearen Trend mit aufsteigenden Abundanzwerten in positiver Richtung der ersten DCA-Achse. Die Abundanzwerte korrelieren ebenfalls hoch ($r = 0,97$) mit der ersten DCA-Achse, prägen aber bei zahlreichen Vorkommen Probestellen mit mäßigem bis schlechtem ökologischem Zustand.

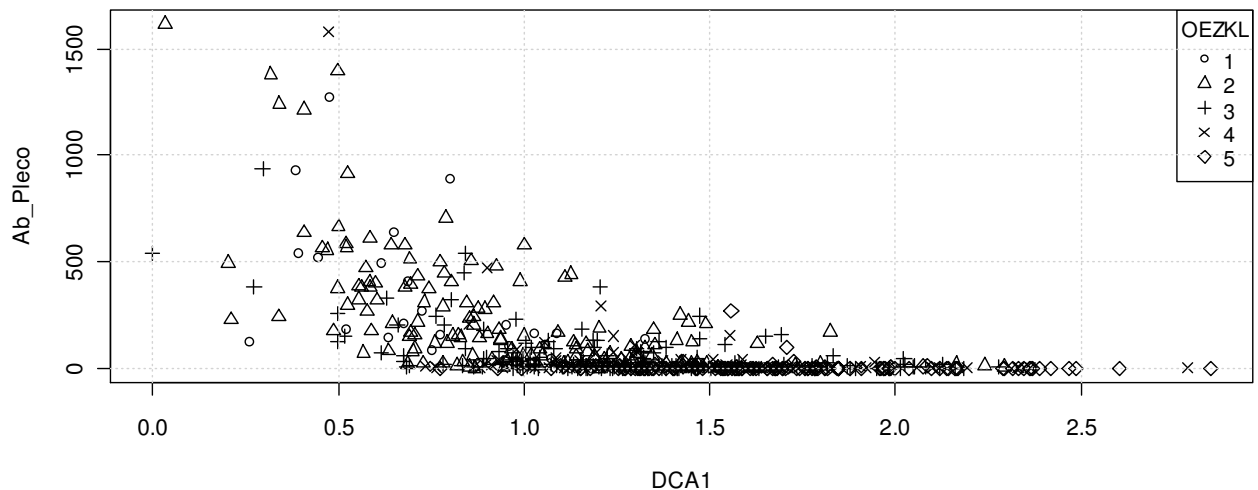


Abbildung 6-2: Abtrag der Abundanzen der Plecoptera gegen die erste Achse der DCA (n=577)

Die Ergebnisse der Hauptkomponentenanalyse sind im folgenden Plot (Abbildung 6-3) dargestellt. Der Abundanzdatensatz wurde für die Auswertung logarithmiert. Die Transformation des Datensatzes erfolgte mit Gleichung (4.4), wobei die Konstanten zu $a=10$ und $b=1$ gesetzt werden. Diese Konstanten werden auch bei allen weiteren Abundanzdatensätzen verwendet, die im Vorfeld einer Hauptkomponentenanalyse log-transformiert werden. Die ersten beiden Achsen erklären beim logarithmierten Datensatz 40,5% der Gesamtvarianz.

Principal Component Analysis

Dataset: proben.abund.ln , Subdataset: proben.kenn

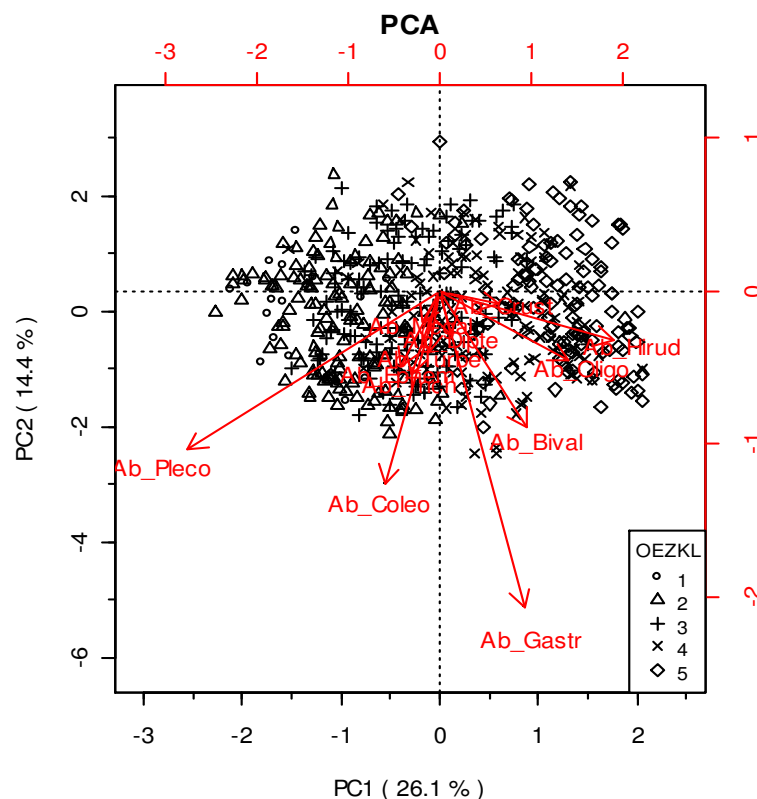


Abbildung 6-3: Biplot der PCA des Abundanzdatensatzes (Differenzierung nach ökologischer Zustandsklasse; n=577)

Wie bereits bei der DCA ist die Differenzierung der ökologischen Zustandsklassen entlang der ersten Hauptachse zu erkennen. Die Faktorladungen der ersten fünf Hauptachsen sind in Tabelle 6-1 eingetragen. Die Faktorladungen quantifizieren, wie stark die einzelnen Variablen (hier Zeilen der Matrix) mit den synthetisch erzeugten Faktoren (Spalten der Matrix) korrelieren. Die jeweils höchsten Korrelationen sind fett markiert. Die Abundanzen der Plecoptera korrelieren am höchsten mit der ersten Hauptachse ($r=-0,69$). Für die zweite Hauptachse sind es die Abundanzen der Gastropoda (Schnecken) ($r=-0,69$). Stark ausgeprägt ist die Korrelation zwischen der dritten Hauptachse und der Abundanz der Turbellaria (Strudelwürmer), deren Abundanzen wiederum nur schwach auf die anderen extrahierten Achsen laden. Der Großteil der Varianz im Datensatz kann über die Abundanzen der Ordnungen Turbellaria, Gastropoda, Bivalvia, Oligochaeta (Wenigborster) und Plecoptera abgebildet werden.

	PCA1	PCA2	PCA3	PCA4	PCA5
Ab_Turbe	-0,028	-0,134	0,895	0,028	0,193
Ab_Gastr	0,229	-0,694	-0,190	0,005	0,520
Ab_Bival	0,236	-0,299	0,125	-0,548	-0,654
Ab_Oligo	0,349	-0,155	0,200	0,697	-0,342
Ab_Hirud	0,475	-0,110	-0,184	0,186	-0,150
Ab_Crust	0,159	-0,030	0,242	-0,232	0,192
Ab_Ephem	-0,109	-0,165	-0,062	0,021	0,020
Ab_Pleco	-0,689	-0,349	-0,006	0,275	-0,278
Ab_Megal	-0,050	-0,069	0,061	-0,184	-0,068
Ab_Trich	-0,076	-0,184	-0,004	-0,015	0,005
Ab_Coleo	-0,151	-0,422	-0,072	-0,108	-0,061
Ab_Dipte	0,028	-0,096	-0,048	-0,036	-0,040
Anteil der Varianz	0,261	0,144	0,128	0,099	0,091
Kumulierte Varianz	0,261	0,405	0,533	0,631	0,722

Tabelle 6-1: Faktorladungen der ersten fünf Hauptkomponenten (log-transformierter Datensatz *proben.abund*, $n=577$)

Die Relevanz der einzelnen Abundanzen hat sich bei der Hauptkomponentenanalyse gegenüber der DCA verschoben. Die Bedeutung der Ausprägung der einzelnen Abundanzen (Länge der Pfeile) sowie deren Abhängigkeiten (Winkel zwischen den Pfeilen) haben sich verändert. Diese Unterschiede resultieren aus den Datentransformationen, die den Berechnungen zugrunde liegen. Während bei dem logarithmierten Datensatz bei der Hauptkomponentenanalyse die Kovarianzmatrix die Ausgangsmatrix für die Extraktion der Hauptachsen ist, wird bei der DCA die Chi-Quadrat-Distanzmatrix des Datensatzes verwendet. Die Transformationen bewirken im Fall der DCA eine Betonung der Probestellen mit geringen Abundanzen. Probestellen mit Null-Werten gehen nicht in diese Berechnung ein.

Separiert man nun den Abundanzdatensatz nach den Gewässertypen, können typspezifische Strukturen sichtbar gemacht werden. Die typspezifische Analyse der Abundanzdaten mittels DCA ist für die Auslegung der weiteren Analysen und im Hinblick auf die Erstellung der Regressionsmodelle erforderlich. Die bereits erläuterten Unterschiede in den Ergebnissen der DCA und PCA aufgrund der unterschiedlichen Datentransformationen treten auch bei den nach Gewässertyp separierten Datensätzen auf.

- **Gewässertyp 5**

Für den Gewässertyp 5 zeigt die grafische Auswertung der DCA ein ähnliches Muster, wie schon bei der Auswertung des kompletten Datensatzes (s. Abbildung 6-4). Die Differenzierung der ökologischen Zustandsklasse entlang der ersten Achse ist, wenn auch weniger ausgeprägt als bei der Auswertung des kompletten Datensatzes, vorhanden (vgl. Abbildung 6-1). Die Länge des Gradienten der ersten DCA-Achse beträgt 2,8 SD. Es kann ebenfalls ein lineares Art-Antwortverhalten für die weiteren Analysen angenommen werden.

Die untenstehende Abbildung zeigt, neben der Darstellung der Gradientenlängen (Abbildung 6-4 rechts) die Biplots der ersten beiden DCA-Achsen. Die Abundanzen der Oligochaeta (Ab_Oligo), Plecoptera (Ab_Pleco), Crustacea (Ab_Crust) sowie Bivalvia (Ab_Bival) deuten im Plot der ersten beiden Achsen auf relevante Veränderungen hin (lange Pfeile in Abbildung 6-4 links), d. h., die Unterschiede zwischen den Probestellen werden wesentlich von den Abundanzen dieser taxonomischen Gruppen geprägt. Dabei zeigen die Pfeile der Plecoptera und Oligochaeta in allen DCA-Biplots (nicht abgebildet) in nahezu entgegengesetzte Richtungen. Die Ausprägungen dieser Abundanzen sind demnach entgegengesetzt, wobei die Probestellen, die durch die Plecoptera geprägt werden, auf gute Zustände schließen lassen, während die durch die Oligochaeta geprägten Probestellen meist unbefriedigende bis schlechte ökologische Zustände zeigen. Die Abundanzen der Plecoptera korrelieren mit $r = -0,48$ am höchsten mit der ökologischen Zustandsklasse.

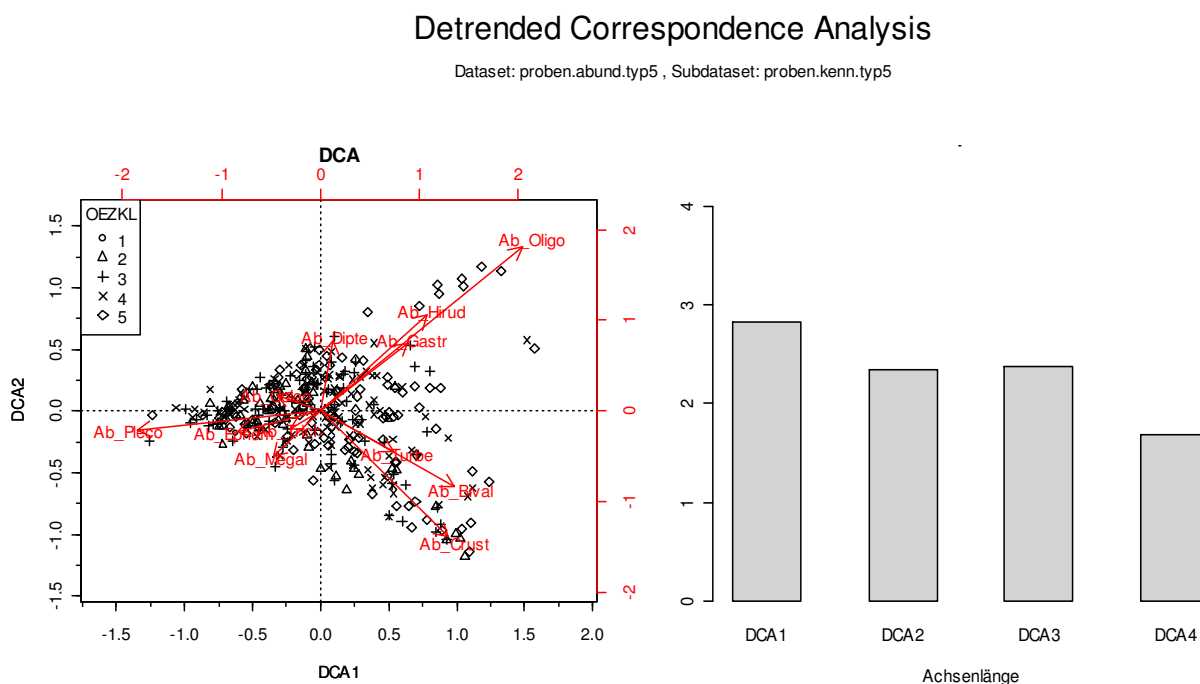


Abbildung 6-4: Ergebnisse der DCA des Abundanzdatensatzes für den Gewässertyp 5 (Differenzierung nach ökologischer Zustandsklasse; $n = 347$)

Die Ergebnisse der PCA des Abundanzdatensatzes für den Gewässertyp 5 sind in Abbildung 6-5 dargestellt. Die ersten beiden Achsen erklären 41,2% der Streuung in den Daten. Die Abundanzen der Plecoptera laden hoch auf die erste Achse, während die Abundanzen der Gastropoda hoch auf die zweite Achse laden. Die bei der Auswertung der DCA markanten Abundanzen der Oligochaeta laden hoch auf die vierte PCA-Achse (vgl. Tabelle 6-2). Die Abundanzen der Plecoptera und Gastropoda reagieren offenbar auf unterschiedliche Einflussfaktoren. Die Pfeile stehen in einem Winkel von etwa 75° zueinander. Der Kosinus des Winkels zwischen zwei Pfeilen oder einem Pfeil und einer Achse ist ein Schätzmaß für den Korrelationskoeffizienten. Die entsprechenden Abundanzen sind demnach unkorreliert und weisen auf relevante Veränderungen im Datensatz hin.

Principal Component Analysis

Dataset: proben.abund.typ5.ln , Subdataset: proben.kenn.typ5

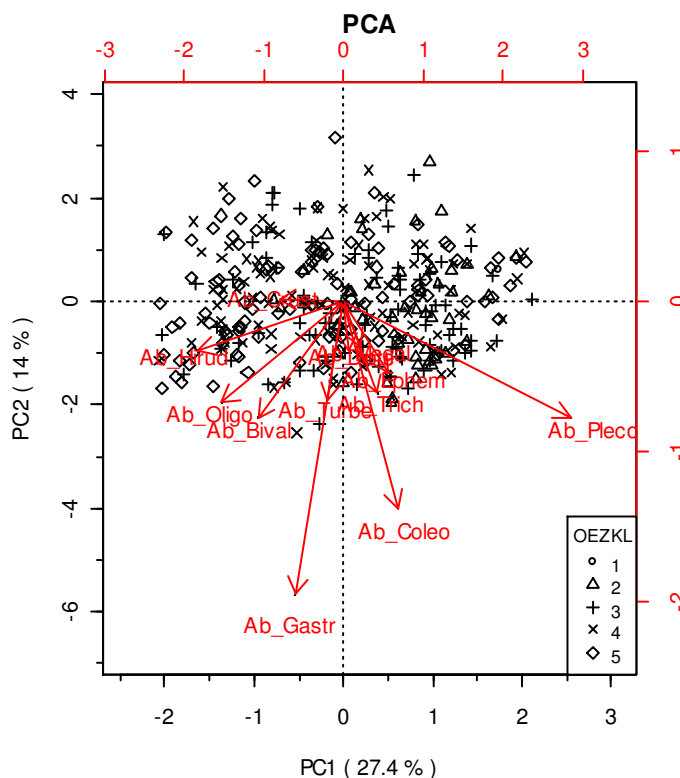


Abbildung 6-5: Biplot der PCA des log-transformierten Abundanzdatensatzes für den Gewässertyp 5 (n=347)

Die Ladungen der Abundanzen auf die ersten fünf Achsen sind in Tabelle 6-2 eingetragen. Hier wird ebenfalls deutlich, dass etwa 60% aller Probestellen dem Gewässertyp 5 zugeordnet sind. Die Abundanzen der Probestellen des Gewässertyps 5 laden in vergleichbarer Höhe und Reihenfolge auf die ersten fünf Achsen der PCA, wie bereits bei der Auswertung der Abundanzdaten aller Probestellen.

	PCA1	PCA2	PCA3	PCA4	PCA5
Ab_Turbe	-0,047	-0,223	0,869	-0,064	-0,048
Ab_Gastr	-0,146	-0,662	-0,146	0,401	0,441
Ab_Bival	-0,261	-0,262	-0,037	0,051	-0,825
Ab_Oligo	-0,371	-0,229	0,066	-0,759	0,247
Ab_Hirud	-0,441	-0,113	-0,351	-0,197	-0,108
Ab_Crust	-0,196	0,005	0,272	0,260	0,023
Ab_Ephem	0,136	-0,158	-0,045	0,001	-0,012
Ab_Pleco	0,692	-0,263	-0,072	-0,376	-0,107
Ab_Megal	0,051	-0,102	0,056	0,075	-0,129
Ab_Trich	0,102	-0,207	-0,027	0,007	-0,030
Ab_Coleo	0,166	-0,467	-0,059	0,040	-0,105
Ab_Dipte	0,019	-0,113	-0,073	0,035	-0,099

Tabelle 6-2: Faktorladungen der ersten fünf PCA-Achsen für Gewässertyp 5 (n=347; fett = höchste Ladungen)

- Gewässertyp 5.1

Der Gewässertyp 5.1 zeigt bei der Auswertung der DCA, verglichen mit dem Gewässertyp 5, andere Strukturen (s. Abbildung 6-6). Die Differenzierung der ökologischen Zustandsklasse entlang der ersten Achse ist nicht mehr erkennbar. Die Länge des Gradienten der ersten DCA-Achsen beträgt 2,2 SD. Die untenstehende Abbildung zeigt neben der Darstellung der Gradientenlängen (Abbildung 6-6 rechts) den Biplot der ersten beiden DCA-Achsen. Die Abundanzen der Plecoptera (Ab_Pleco) und Gastropoda (Ab_Gastr) erklären einen Großteil der Streuung der Daten entlang den ersten beiden DCA-Achsen. Die anderen taxonomischen Gruppen sind nahezu gleichwertig, aber von geringerer Bedeutung für die Struktur des Datensatzes.

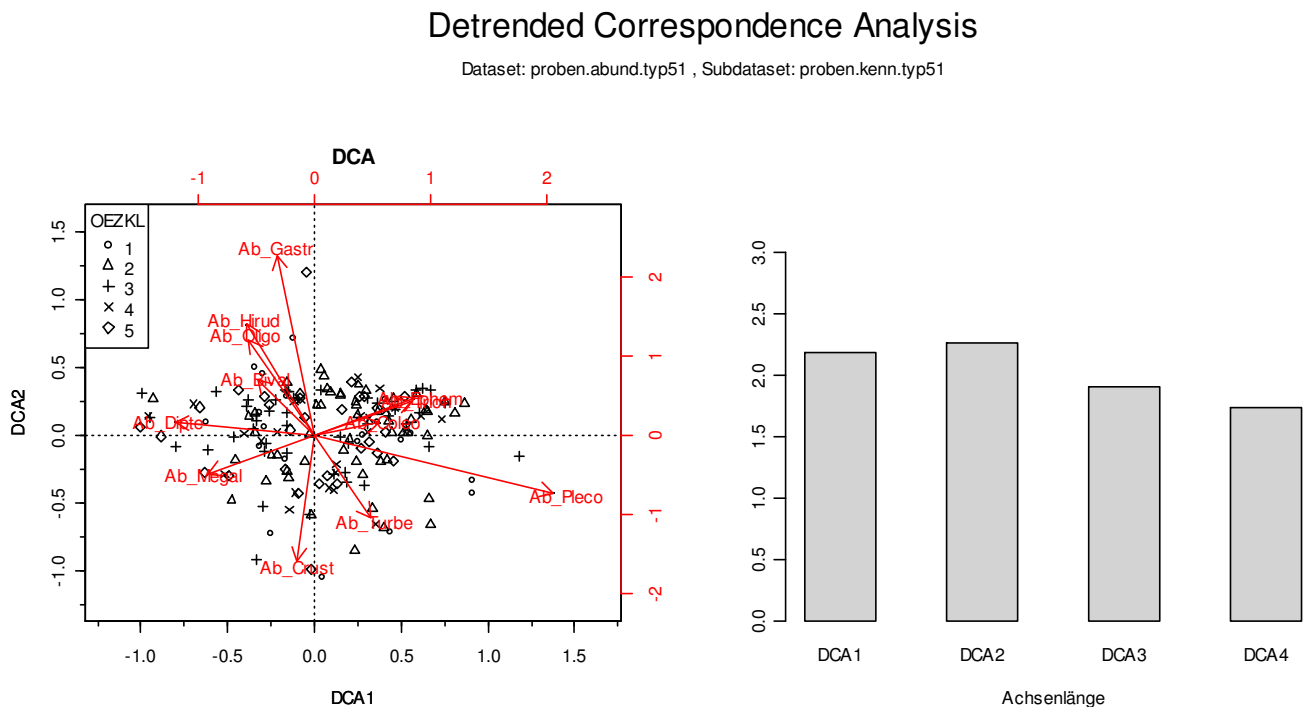


Abbildung 6-6: Ergebnisse der DCA des Abundanzdatensatzes für den Gewässertyp 5.1 (n=175)

Abbildung 6-7 zeigt den Biplot der PCA des logarithmierten Datensatzes für den Gewässertyp 5.1. Die ersten beiden Achsen erklären 41,4% der Streuung im Datensatz. Die Abundanzen der Plecoptera (Ab_Pleco), Gastropoda (Ab_Gastr) und Bivalvia (Ab_Bival) sind maßgebliche Indikatoren für die Varianz im Datensatz (lange Pfeile). Dabei ist deutlich erkennbar, dass die Pfeile zu den Abundanzen der Bivalvia und Gastropoda in einem Winkel von 75° bzw. 85° zu dem Pfeil der Abundanzwerte der Plecoptera stehen und demnach nahezu unkorreliert sind. Die taxonomischen Gruppen Bivalvia und Gastropoda reagieren offenbar in etwa gleichwertig auf ähnliche Einflussfaktoren. Diese Einflussfaktoren wirken sich wiederum nur geringfügig auf die Abundanzen der Plecoptera aus.

Die Ergebnisse der PCA der Gewässertypen 5 und 5.1 zeigen nur kleine Unterschiede. Sowohl die relative Richtung der Pfeile untereinander als auch deren Länge differieren nur geringfügig. Dies deutet auf vergleichbare Habitatstrukturen hin, was wiederum auf die hohen strukturellen Defizite in den Mittelgebirgsbächen zurückzuführen ist. Durch die starke Nutzung und den Ausbau der Gewässer sind typspezifische Strukturen nur noch selten vorhanden. Die Lebensgemeinschaften passen sich den defizitären Strukturen an und die Unterschiede zwischen den Gewässertypen 5 und 5.1 in den strukturalarmen Abschnitten sind nur noch gering. Eine Betrachtung der mit sehr gut oder gut bewerteten Probestellen ermöglicht eine bessere Differenzierung der typspezifischen Ausprägungen. Die Artenmuster verschieben sich hin zu den typspezifischen Referenzzönosen.

Principal Component Analysis

Dataset: proben.abund.typ51.ln , Subdataset: proben.kenn.typ51

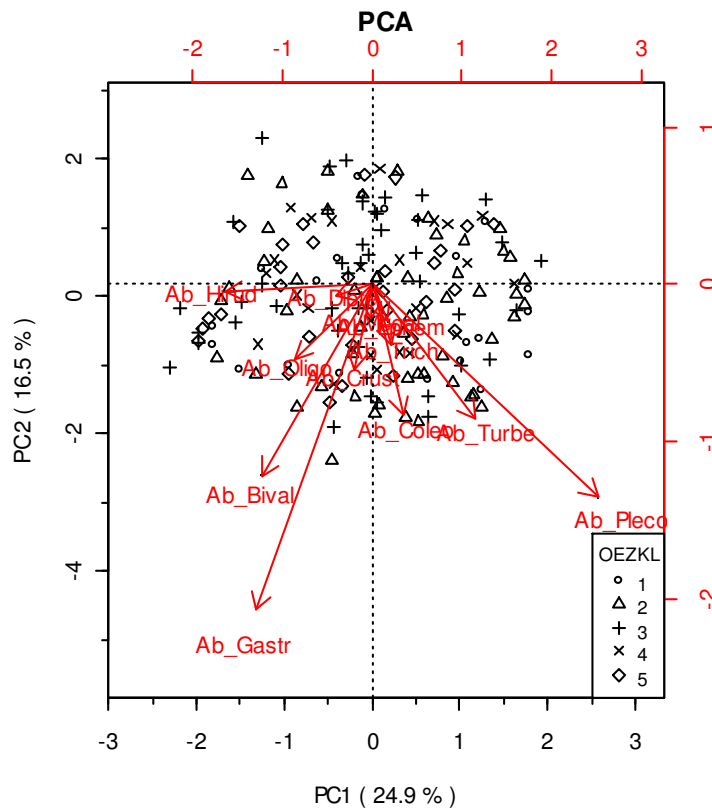


Abbildung 6-7: Biplot der PCA des logarithmierten Abundanzdatensatzes für den Gewässertyp 5.1 (n=175)

Tabelle 6-3 enthält die Faktorladungen der Abundanzen auf die ersten fünf Achsen. Die Abundanzen der Probestellen des Gewässertyps 5.1 laden in vergleichbarer Höhe und Reihenfolge auf die ersten fünf Achsen der PCA wie bereits bei der Auswertung aller Gewässertypen bzw. dem Gewässertyp 5.

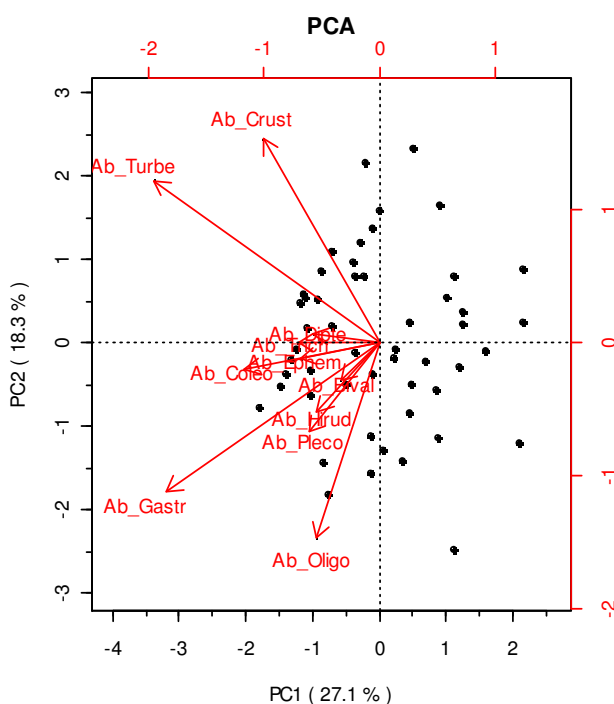
	PCA1	PCA2	PCA3	PCA4	PCA5
Ab_Turbe	0,055	0,204	0,880	0,071	0,095
Ab_Gastr	-0,207	0,709	-0,215	0,064	0,537
Ab_Bival	-0,288	0,278	0,036	0,471	-0,701
Ab_Oligo	-0,340	0,196	0,229	-0,761	-0,194
Ab_Hirud	-0,456	0,083	-0,198	-0,186	-0,204
Ab_Crust	-0,151	0,039	0,252	0,286	0,132
Ab_Ephem	0,111	0,137	-0,078	-0,008	0,013
Ab_Pleco	0,695	0,344	-0,048	-0,247	-0,317
Ab_Megal	0,090	0,174	-0,030	0,043	-0,023
Ab_Trich	0,146	0,397	-0,095	0,097	-0,100
Ab_Coleo	-0,024	0,082	-0,065	0,036	-0,050
Ab_Dipte	0,055	0,204	0,880	0,071	0,095

Tabelle 6-3: Faktorladungen der ersten fünf PCA-Achsen für Gewässertyp 5.1 (n=175; fett = höchste Ladungen)

Abbildung 6-8 zeigt die Biplots der PCA für die beiden Gewässertypen 5 und 5.1. In diese Auswertung werden nur Probestellen eingeschlossen, die einen mindestens guten ökologischen Zustand aufweisen. In beiden Gewässertypen prägen die Abundanzen der Oligochaeta (Ab_Oligo), Crustacea (Ab_Crust) sowie Turbellaria (Ab_Turbe) die Struktur der mit sehr gut und gut bewerteten Probestellen. Auffällig ist, dass bei Gewässertyp 5 die Abundanzen der Gastropoda weiterhin von großer Relevanz für die Variabilität im Datensatz sind, während die Abundanzen der Gastropoda bei Gewässertyp 5.1 bei den Probestellen mit guter und sehr guter ökologischer Zustandsklasse eine untergeordnete Rolle spielen. Die Abundanzen der Plecoptera sind im Gegensatz zur Analyse aller Probestellen bei beiden Gewässertypen in den mit sehr gut und gut bewerteten Probestellen von geringer Bedeutung für die Datenstruktur. Dies ist mit den verhältnismäßig hohen Abundanzwerten der Plecoptera bei allen mit gut oder sehr gut bewerteten Probestellen zu begründen.

Principal Component Analysis

Dataset: abund.typ5.12.ln , Subdataset: None



Principal Component Analysis

Dataset: abund.typ51.12.ln , Subdataset: None

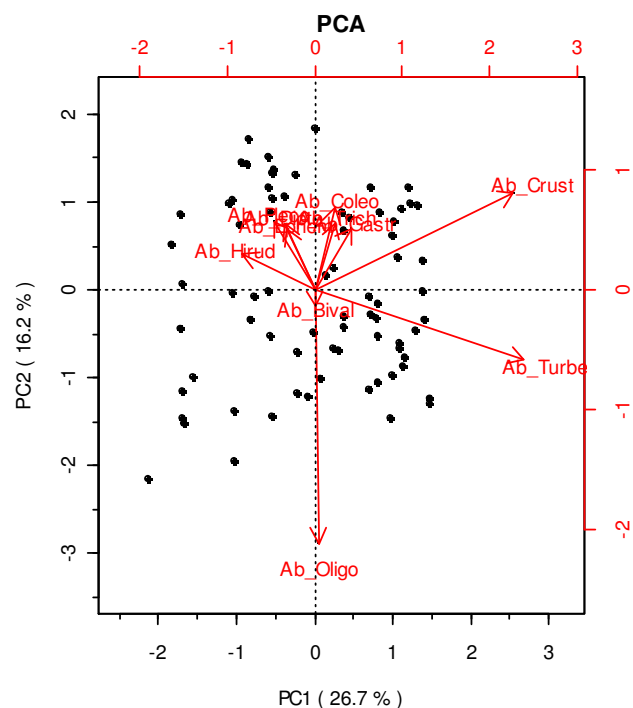


Abbildung 6-8: Biplots der PCA mit den logarithmierten Abundanzdatensätzen des Gewässertyps 5 (links) und 5.1 (rechts) für Probestellen mit sehr guter oder guter ökologischer Zustandsklasse.

• Gewässertyp 6

Für die Auswertung der Daten zum Gewässertyp 6 stehen nur 31 Probestellen zur Verfügung, die überwiegend (26 von 31 Probestellen) der ökologischen Zustandsklasse 4 (unbefriedigend) und 5 (schlecht) angehören. In der folgenden Abbildung 6-9 ist der Biplot der ersten beiden DCA-Achsen sowie die Gradientenlänge der vier DCA-Achsen (Abbildung 6-9 rechts) dargestellt. Die Gradientenlänge der ersten Achse beträgt 1,6 SD. Die Abundanzen der Plecoptera (Ab_Pleco) korrelieren hoch mit der ersten DCA-Achse und indizieren auch durch die Pfeillängen in den anderen DCA-Plots (DCA1/DCA3 und DCA2/DCA3 - nicht dargestellt) eine starke Prägung der Probestellen des Gewässertyps 6.

Detrended Correspondence Analysis

Dataset: proben.abund.typ6 , Subdataset: proben.kenn.typ6

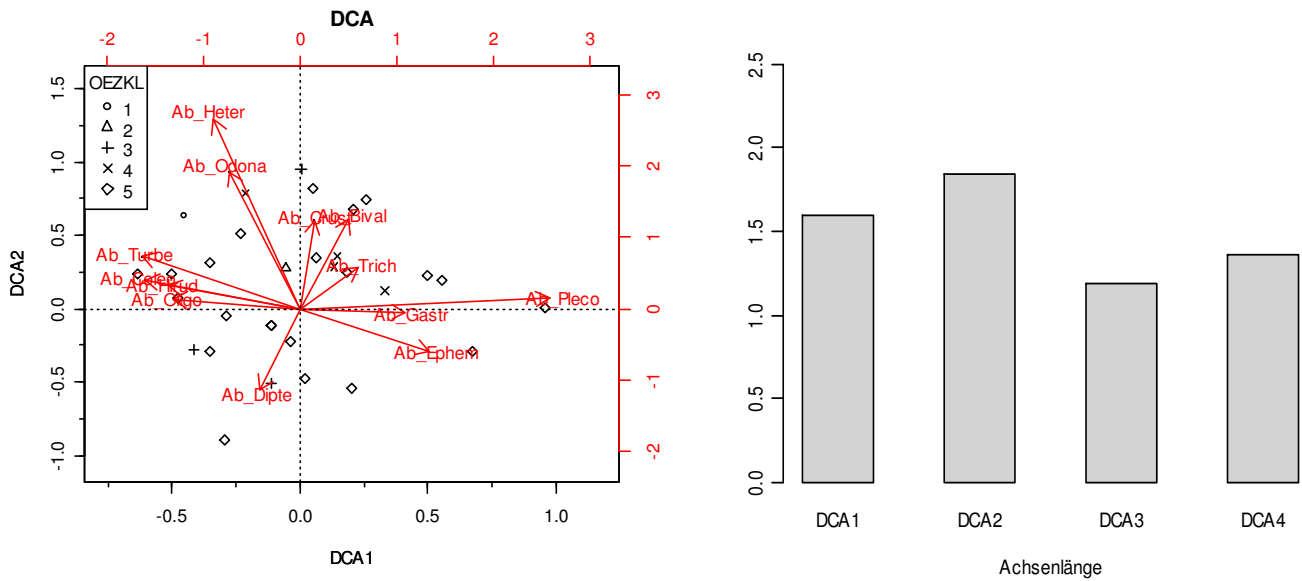


Abbildung 6-9: Ergebnisse der DCA des Abundanzdatensatzes für den Gewässertyp 6 (n=31)

In Abbildung 6-10 sind die Ergebnisse der PCA des logarithmierten Datensatzes für den Gewässertyp 6 dargestellt. Mit den ersten beiden Achsen können etwa 46% der Streuung im Datensatz abgebildet werden.

Principal Component Analysis

Dataset: proben.abund.typ6.ln , Subdataset: proben.kenn.typ6

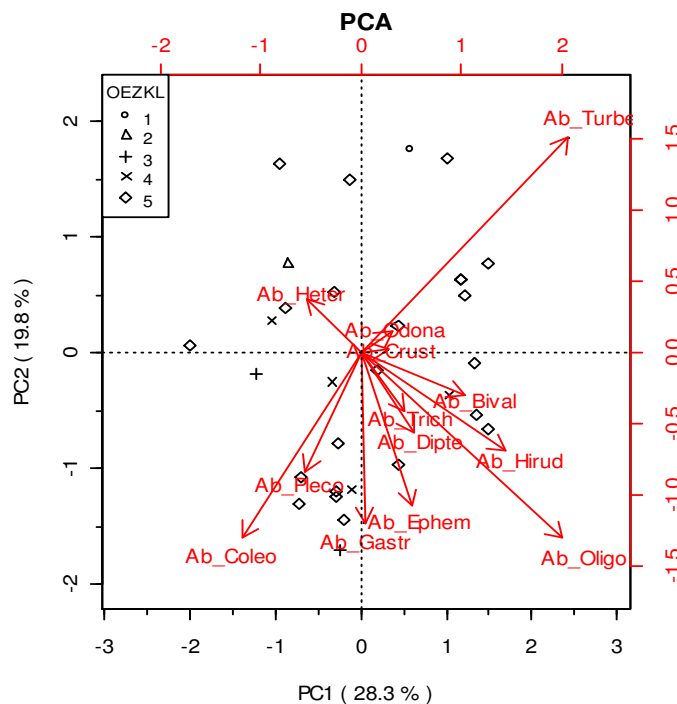


Abbildung 6-10: Biplot der PCA des logarithmierten Abundanzdatensatzes für den Gewässertyp 6 (n=31)

Die Abundanzen der Turbellaria (Ab_Turbe), Oligochaeta (Ab_Oligo) und Coleoptera (Ab_Coleo) bilden einen Großteil der Varianz des Datensatzes ab. Gegenüber den anderen Gewässertypen treten hier Abundanzen in den Vordergrund, die bei Dominanz oder überdurchschnittlicher Ausprägung auf unbefriedigende und schlechte Gewässerzustände schließen lassen (26 von 31 Probestellen sind der ökologischen Zustandsklasse 4 oder 5 zugeordnet). Eine zweite Ursache liegt in der Gewässertypzuordnung. Im Gegensatz zu Gewässertyp 5 gehört der Gewässertyp 6 zu den feinmaterialreichen Mittelgebirgsbächen, sodass andere Sohl- und Habitatstrukturen vorhanden sind. Aus der im Vergleich zu Gewässertyp 5 geringeren Sohlrauigkeit resultiert ein geringerer Eintrag atmosphärischen Sauerstoffs in das Gewässer. Folglich bilden sich andere Habitatstrukturen aus und es entwickeln sich andere Lebensgemeinschaften.

• Gewässertyp 7

Wie bereits beim vorigen Gewässertyp stehen für die Auswertung der Daten zum Gewässertyp 7 ebenfalls verhältnismäßig wenig Probestellen (24) zur Verfügung. Verglichen zu den Probestellen des Gewässertyps 6 sind jedoch alle Zustandsklassen enthalten, wobei etwa 85% auf die Klassen gut und mäßig entfallen. Abbildung 6-11 zeigt die Biplots der ersten beiden DCA-Achsen (links) sowie die Gradientenlängen der ersten vier DCA-Achsen (Abbildung 6-11 rechts). Die Gradientenlänge der ersten Achse beträgt 1,6 SD.

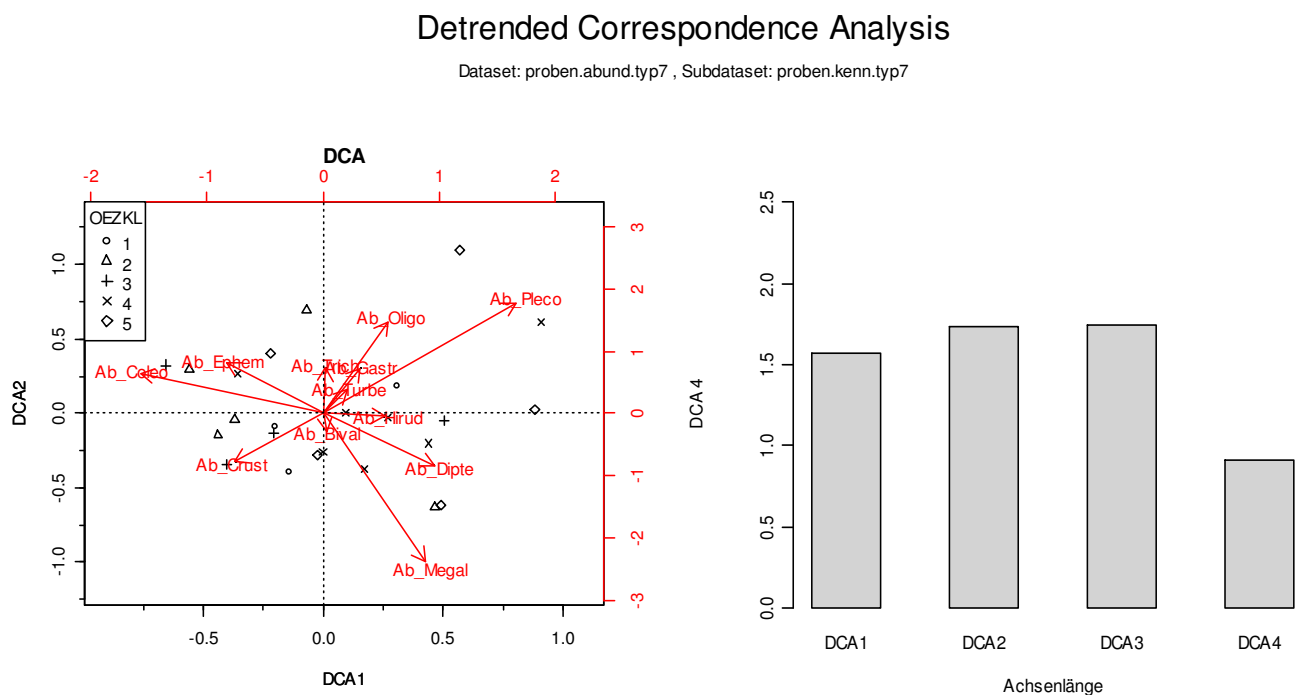


Abbildung 6-11: Ergebnisse der DCA des Abundanzdatensatzes für den Gewässertyp 7 (n=24)

Der Biplot in Abbildung 6-11 stellt Ergebnisse der Hauptkomponentenanalyse des logarithmierten Datensatzes für den Gewässertyp 7 dar. Anhand der ersten beiden extrahierten Achsen können etwa 43% der Streuung im Datensatz abgebildet werden. Die Abundanzen der Turbellaria (Ab_Turbe), Plecoptera (Ab_Pleco) und Hirudinea (Ab_Hirud) bilden einen Großteil der Varianz des Datensatzes ab (lange Pfeile). Die taxonomischen Gruppen Plecoptera und Hirudinea (Egel) korrelieren hoch negativ (Winkel $\sim 180^\circ$). Die Abundanzen der Turbellaria, Crustacea und Coleoptera, haben ebenfalls eine relativ hohe Bedeutung für die Datenstruktur sind aber mit diesen beiden Gruppen nahezu unkorreliert.

Principal Component Analysis

Dataset: proben.abund.typ7.ln , Subdataset: proben.kenn.typ7

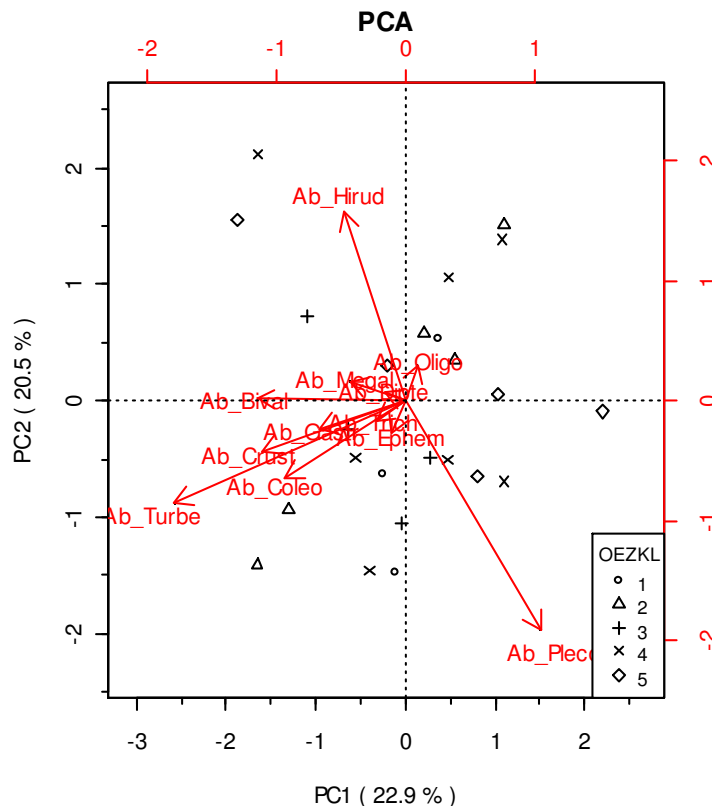


Abbildung 6-12: Biplot der PCA des logarithmierten Abundanzdatensatzes für den Gewässertyp 7 (n=24)

Durch die nach Gewässertyp separierten Auswertungen der Abundanzdatensätze konnten Unterschiede in den Strukturen der Datensätze sichtbar gemacht werden, die überwiegend auf die typspezifischen Ausprägungen der Gewässertypen und damit die unterschiedlichen Habitatstrukturen zurückzuführen sind. Beim Vergleich der Gewässertypen 5 (grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche) und 5.1 (feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche) zeigt die Struktur der Abundanzdaten nur geringe Unterschiede. Die Probestellen beider Gewässertypen werden durch die taxonomischen Gruppen Plecoptera und Gastropoda geprägt. Die geringen Differenzen in den Auswertungen dieser beiden Gewässertypen sind auf die starke Nutzung und den anthropogenen Einfluss zurückzuführen. Die defizitären Zustände im Großteil der Gewässerabschnitte führen in den beiden Gewässertypen zu ähnlichen, stark anthropogen geprägten Habitatstrukturen und sich ähnelnden Biozönosen.

Separiert man bei den Gewässertypen 5 und 5.1 die Probestellen, die in die ökologische Zustandsklasse sehr gut oder gut eingestuft wurden, treten andere Arten in den Vordergrund. Beim Gewässertyp 5 prägen die Abundanzen der Gastropoda, Oligochaeta, Crustacea und Turbellaria die Probestellen. Im Fall des Gewässertyps 5.1 spielen die Abundanzen der Gastropoda eine untergeordnete Rolle.

Die Auswertungen der Abundanzdaten in den Gewässertypen 6 und 7 sind aufgrund der geringen Probestellenanzahl kritisch zu bewerten. Bei Gewässertyp 6 wurden zudem nur fünf Probestellen in die ökologische Zustandsklasse mäßig oder besser eingestuft. Die Auswertungen unterscheiden sich dennoch von den Gewässertypen 5 und 5.1, bezogen auf die Relevanz der einzelnen taxonomischen Gruppen und deren Verhältnis untereinander.

Die Plecoptera ist die einzige taxonomische Gruppe, die sowohl bei den gewässertypspezifischen Auswertungen als auch bei der Auswertung des kompletten Datensatzes relevant für die Ausprägung der

Die Faktorladungen zeigen, dass die Aufteilung der biologischen Attribute den typischen Mustern der Makrozoobenthoszönose in Mittelgebirgsbächen entspricht. So laden die für Mittelgebirgsbäche typischerweise mit hohen Anteilen versehenen biologischen Attribute negativ auf die erste Achse, weisen also auf mäßige bis sehr gute Verhältnisse im Gewässer hin. Die für diese Gewässer untypischen Attribute dagegen laden positiv auf die erste Hauptachse.

Beispielhaft soll dies an den Zonierungspräferenzen quantifiziert werden. Die Parameter *zon_hc* (Hypocrenal), *zon_er* (Epirhithral), *zon_mr* (Metarhithral), also die Bereiche im Oberlauf eines Gewässers (Quellregion, Forellenregion) laden negativ (vgl. Tabelle 6-4) auf die erste Hauptachse. Die untypischen Besiedler der Flussunterläufe (Potamal) laden positiv auf die erste Achse. Ein Auszug der Faktorladungen biologischer Attribute (*zon* - Längszonierung, *cur* – Strömungspräferenz, *feed* – Ernährungstypen, *loc* – Fortbewegungstypen, *hab* – lokale Habitatpräferenz) ist in Tabelle 6-4 abgebildet.

Parameter	PCA1	Parameter	PCA1	Parameter	PCA1
<i>zon_hc</i>	-0,128	<i>feed_gs</i>	-0,160	<i>hab_pel</i>	0,181
<i>zon_er</i>	-0,231	<i>feed_s</i>	0,008	<i>hab_psa</i>	0,060
<i>zon_mr</i>	-0,222	<i>feed_gc</i>	0,117	<i>hab_aka</i>	-0,083
<i>zon_hr</i>	0,004	<i>feed_af</i>	0,137	<i>hab_lit</i>	-0,232
<i>zon_ep</i>	0,201	<i>feed_pf</i>	-0,067	<i>hab_phy</i>	0,117
<i>zon_mp</i>	0,235	<i>feed_p</i>	0,042	<i>hab_alp</i>	-0,224
<i>zon_li</i>	0,223	<i>feed_o</i>	0,053		
<i>cur_rl</i>	0,105	<i>loc_sd</i>	0,089		
<i>cor_rp</i>	-0,137	<i>loc_bb</i>	-0,061		
<i>cur_rb</i>	-0,197	<i>loc_sw</i>	0,030		
<i>cur_in</i>	0,190	<i>loc_ss</i>	0,093		

Tabelle 6-4: Auszug der Faktorladungen auf die erste Hauptachse der PCA des standardisierten Datensatzes *proben.metrics* (n=577)

Die Auswertung der einzelnen Metricswerte der Probestellen mittels PCA erlaubt es, stark degradierte Probestellenbereiche und Ausreißer zu identifizieren. Probestellen, die stark durch für den jeweiligen Gewässertyp untypische Merkmale geprägt sind, können ggf. gefiltert und einer gesonderten Analyse unterzogen werden. Auf diese Weise können den Probestellen falsch zugeordnete Gewässertypen oder schlecht gewählte Probestellenbereiche identifiziert werden. Da Analysen für solche Fragestellungen problembezogen behandelt werden müssen, wird an dieser Stelle nicht weiter darauf eingegangen.

6.3 Auswertung der Umweltparameter

Der Datensatz Umweltparameter wurde in drei Subsets untergliedert. In der indirekten Analyse werden zunächst die Subsets *up.basis* und *up.punkt* gemeinsam nach aussagekräftigen Parametern untersucht. Der relativ umfangreiche Datensatz zu den Strukturgüteparametern *up.struktur* wird zunächst isoliert betrachtet. In die spätere direkte Analyse geht der komplette Parametersatz ein.

6.3.1 Subsets *up.basis* und *up.punkt*

Das Subset *up.basis* enthält gebietscharakteristische Merkmale zu den Probestellen. Dabei bilden die ersten vier Parameter (AreaC, CLC1, CLC2, CLC3) großskalige Gebietseigenschaften ab und der Parameter *slope* spiegelt lokale Verhältnisse wieder. Der Datensatz *up.punkt* beinhaltet Daten zu den punktuellen Einleitungen im Einzugsgebiet oberhalb der Probestellen. Dieser Datensatz wird mit dem Subset *up.basis* zusammengefügt und das daraus resultierende Subset *up.all.part* vor der PCA standardisiert. Die Ergebnisse der PCA dieses Subsets sind in Abbildung 6-14 dargestellt. Die ersten beiden Hauptachsen erklären rund 40,1% der Varianz der Daten.

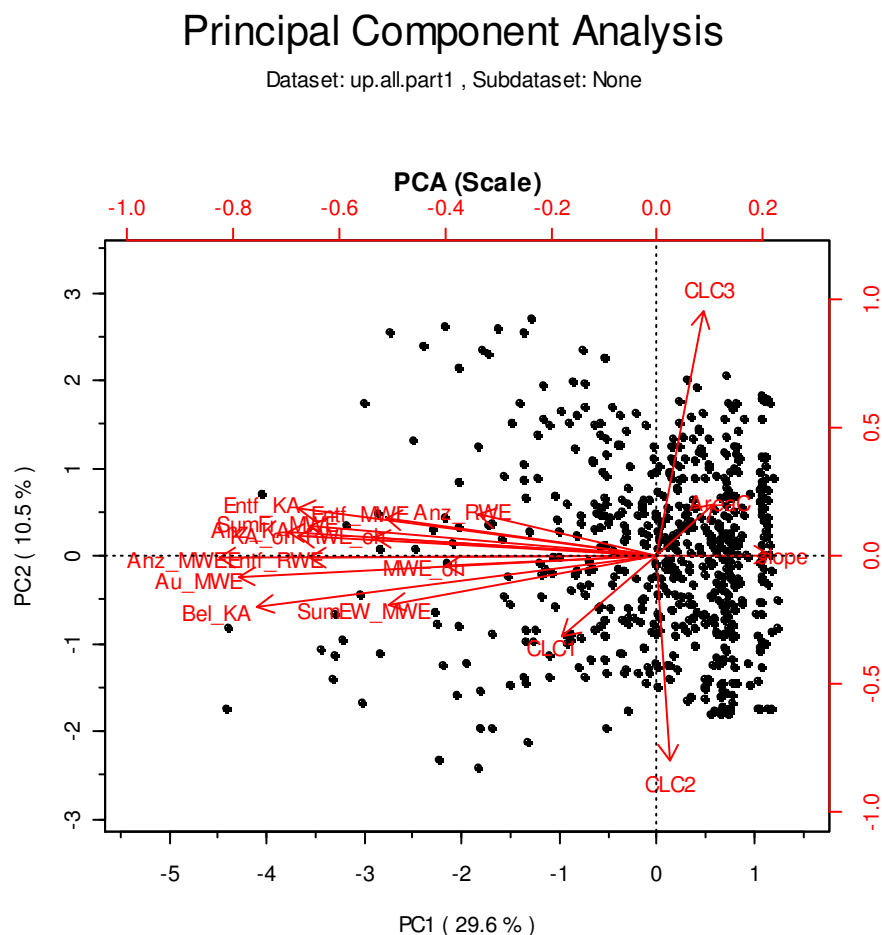


Abbildung 6-14: Biplot der PCA des standardisierten Subsets *up.all.part* (n=577)

Die erste Hauptachse wird durch die Belastungsdaten zu den punktuellen Einleitungen geprägt. Dabei laden die Informationen zu den Mischwassereinleitungen *Anz_MWE* und *Au_MWE*, am höchsten auf die erste Achse. Die Abbildung zeigt eine Clusterbildung im Bereich von etwa 1,2 auf der ersten PCA-Achse. Bei diesen Probestellen gibt es keine Einleitungen aus punktuellen Quellen im Einzugsgebiet. Die Streuung der Daten entlang der zweiten PCA-Achse ist auf die Parameter *CL2* und *CLC3* zurückzuführen, die wiederum in einem Winkel von etwa 170° zueinanderstehen und damit hoch negativ korre-

liert sind. Ebenso zeigt die Lage der Pfeile zu den punktuellen Daten, dass diese miteinander korreliert sind. Diese Korrelationen sind relevant für die direkten Analysen, da kovariante Parameter die Ergebnisse verfälschen können. Die zweite Achse wird geprägt durch die Aufteilung des Einzugsgebiets oberhalb der Probestelle in landwirtschaftliche Nutzfläche und Waldfläche (CLC2 und CLC3). Mit den ersten vier Hauptachsen können 80% der Streuung der Daten erklärt werden.

Parameter	PCA1	PCA2	PCA3	PCA4	PCA5
AreaC	0,046	0,146	-0,089	-0,197	-0,238
CLC1	-0,078	-0,229	0,189	0,350	0,518
CLC2	0,010	-0,582	-0,139	-0,376	-0,248
CLC3	0,038	0,694	0,015	0,139	-0,086
slope	0,093	0,003	-0,002	-0,010	-0,308
KA_oh	-0,294	0,055	0,164	-0,291	0,115
Anz_KA	-0,303	0,068	0,224	-0,220	-0,206
Bel_KA	-0,328	-0,143	0,058	0,227	-0,180
Entf_KA	-0,293	0,134	0,192	-0,312	0,086
Anz_MWE	-0,359	-0,006	0,107	0,085	-0,239
Entf_MWE	-0,222	0,108	0,212	-0,272	0,297
Au_MWE	-0,343	-0,062	-0,051	0,230	-0,233
SumEW_MWE	-0,219	-0,140	0,086	0,427	0,020
SumFr_MWE	-0,284	0,084	0,021	0,108	-0,241
Anz_RWE	-0,146	0,117	-0,524	-0,075	0,130
Entf_RWE	-0,285	-0,005	-0,387	0,091	0,088
MWE_oh	-0,173	-0,029	0,081	-0,220	0,318
RWE_oh	-0,232	0,052	-0,567	-0,071	0,180

Tabelle 6-5: Faktorladungen des Subsets *up.all.part* auf die ersten fünf Hauptachsen (n=577; fett – jeweils höchste Ladung; grau – Faktorladungen < +/- 0,1)

6.3.2 Subsets *up.struktur*

Die Analyse des Subsets *up.struktur* erfolgt schrittweise. Hierfür werden zunächst die sechs Hauptparameter der Strukturgütebewertung mit betrachtet. Vor der Hauptkomponentenanalyse erfolgte eine Zentrierung des Datensatzes. Die Ergebnisse in Form eines Biplots stellt Abbildung 6-15 dar. Die erste Achse erklärt 44,6% der Varianz im Datensatz. Mit den ersten vier Hauptachsen lassen sich etwa 76% der Variabilität des Datensatzes erklären. In Abbildung 6-15 ist eine deutliche Differenzierung der Daten durch den Erfassungsparameter Sohlensubstrat (CE41) mit einer Clusterbildung erkennbar. Dabei indiziert das Cluster im 2. Quadranten Probestellen mit unnatürlichen Sohlensubstraten (Parameterwerte CE41 > 10). Das Cluster, das sich über die anderen Quadranten erstreckt, indiziert natürliche Sohlensubstrate.

Die Auswertung der Faktorladungen und die Analyse des Datensatzes unter Ausschluss des Parameters CE41 zeigen, dass drei Erfassungsparameter die Varianz des Datensatzes der Strukturparameter maßgeblich prägen. Neben dem Parameter CE41 besitzen die Parameter Uferbewuchs (CE51) sowie der Parameter Krümmungserosion (CE12) großen Einfluss auf die Struktur des Datensatzes (vgl. auch Abbildung 6-16).

Dataset: up.struktur , Subdataset: up.struktur

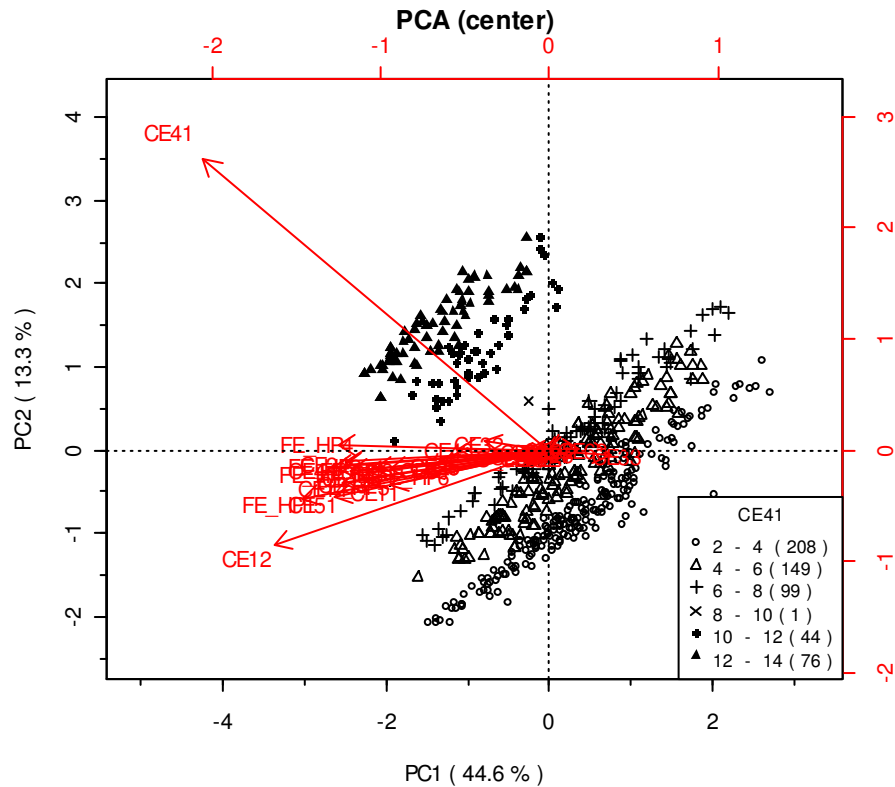
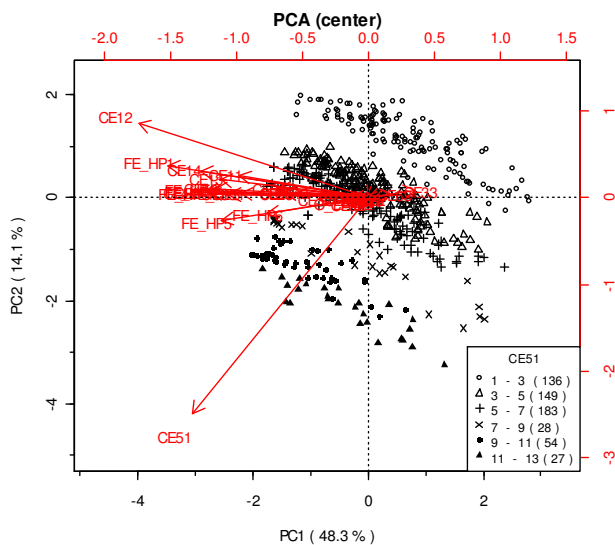


Abbildung 6-15: Biplot der PCA der Parameter der Strukturgüte (n=577)

Principal Component Analysis

Dataset: up.struktur.part1 , Subdataset: up.struktur



Principal Component Analysis

Dataset: up.struktur.part2 , Subdataset: up.struktur

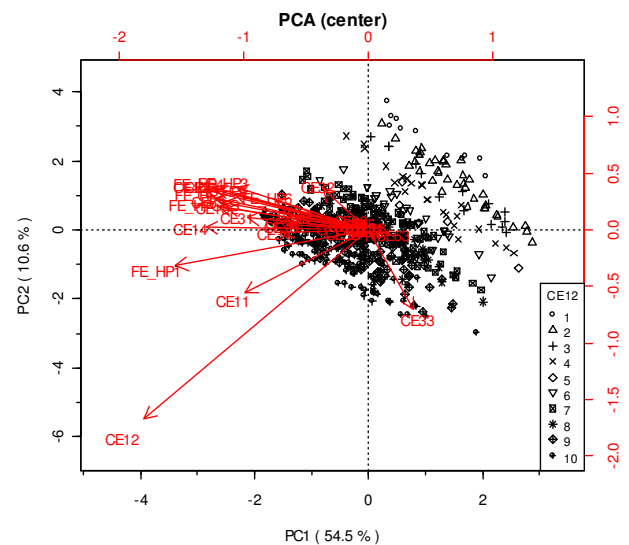


Abbildung 6-16: Biplot der PCA des zentrierten Datensatzes *up.struktur* (links: *up.struktu.part1* - Datensatz ohne Parameter CE41; rechts: *up.struktur.part2* - Datensatz ohne die Parameter CE41 und CE51)

Die weitere Analyse der Strukturparameter zeigt, dass die Bewertungsparameter durch Integration und typspezifische Bewertungsansätze an Aussagekraft verlieren. Die Varianz in den Datensätzen kann über einzelne Erfassungsparameter besser erfasst werden. Zur Auswahl der relevanten Erfassungsparameter wurden aus dem Subset *up.struktur* die Erfassungsparameter isoliert, zentriert und ebenfalls mit einer Hauptkomponentenanalyse ausgewertet. Die Ergebnisse sind in Abbildung 6-17 dargestellt. Die Abbildungen der beiden Subsets *up.struktur* und *up.struktur.erf* ähneln sich erwartungsgemäß stark.

Principal Component Analysis

Dataset: up.struktur.erf , Subdataset: up.struktur.erf

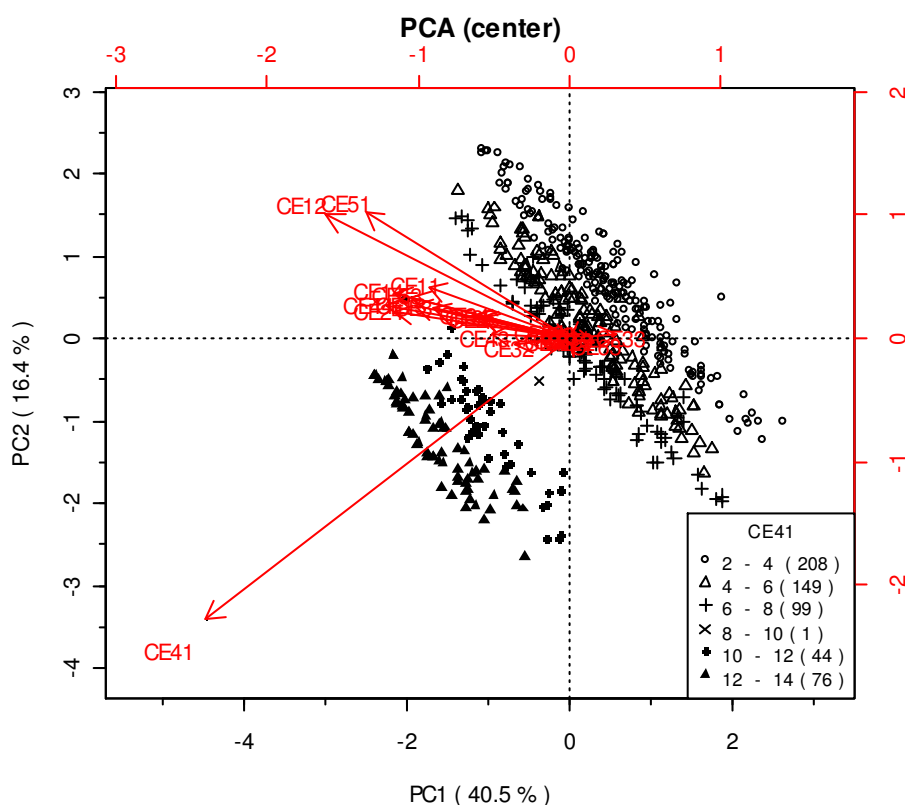


Abbildung 6-17: Biplot und Screeplot der PCA der Erfassungsparameter der Strukturgüte (n=577)

Die ersten vier Hauptachsen erklären einen Anteil von 76% der Varianz des Datensatzes. Betrachtet man die Faktorladungen der einzelnen Achsen unter Berücksichtigung der Varianzerklärung der einzelnen Hauptachsen, können die Erfassungsparameter isoliert werden, die die Struktur bzw. Streuung der Daten am besten abbilden. Die Strukturparameter, die am höchsten auf die ersten Achsen laden, sind die Krümmungserosion (CE12), das Sohlensubstrat (CE41) und der Uferbewuchs (CE51).

Extrahiert man diese Strukturparameter und führt mit dem reduzierten Datensatz erneute eine PCA durch lassen sich weitere Strukturgüteparameter herausfiltern. Sozusagen in zweiter Ebene als relevant einzustufen sind die Parameter Längsbänke (CE13), besondere Laufstrukturen (CE14), Querbänke (CE24), Profiltyp (CE31), Profiltiefe (CE32), Breitenerosion (CE33), besondere Sohlstrukturen (CE44) sowie der Parameter besondere Uferstrukturen (CE53). Bis auf das Gewässerumfeld (Parametergruppe 6) sind alle Hauptparameter (vgl. Abbildung 3-7) der Strukturgüte enthalten. Es fällt auf, dass die identifizierten Erfassungsparameter keine sogenannten Schadparameter beinhalten. Schadparameter indizieren das Gewässer beeinträchtigende Strukturen, wie Querbauwerke, Uferbefestigungen

oder Verrohrungen. Meist spiegeln sich diese Parameter in den Ausprägungen der Einzelparameter wider, die die natürliche Ausprägung des Gewässers betreffen.

Separiert man die Datensätze nach den Gewässertypen, erhält man differenziertere Abhängigkeiten von den Strukturgüteparametern. Es wird deutlich, dass rund 60% der Probestellen in Fließgewässern des Typs 5 vorhanden sind. Die Ergebnisse der Hauptkomponentenanalyse des Datensatzes *up.struktur.erf.typ5* sind den Ergebnissen bei der Auswertung aller Probestellen ähnlich. Tabelle 6-6 fasst die Ergebnisse für den kompletten Subset *up.struktur.erf* und die Ergebnisse der nach Gewässertyp separierten Datensätze tabellarisch zusammen. Eingetragen wird die Rangfolge der Korrelationen unter Berücksichtigung der Varianzerklärung der ersten beiden Hauptachsen. Bei Gewässertyp 6 und 7 verändert sich die Relevanz der Erfassungsparameter, wenn die dritte Hauptachse mit betrachtet wird. Daher werden die entsprechenden Parameter ebenfalls aufgeführt (Werte in Klammern).

	Alle MGB	Typ 5	Typ 5.1	Typ 6	Typ 7
Varianzerklärung auf der 1. und 2. PCA-Achse	57%	57%	61%	72%	68%
Rang 1	CE41	CE41	CE35	CE41	CE51
Rang 2	CE51	CE51	CE11	CE51	CE12
Rang 3	CE12	CE12	CE44	CE11	CE14 (CE41)
Rang 4	CE44	CE44	CE13	CE12	CE13
Rang 5	CE14	CE14	CE44	CE44 (CE33)	CE44
Rang 6	CE24	CE24	CE23	CE14 (CE24)	CE11

Tabelle 6-6: Rangfolge der Erfassungsparameter bei Berücksichtigung der ersten beiden Hauptachsen der PCA (Werte in Klammern bei Verschiebung der Rangfolge durch zusätzlicher Berücksichtigung der dritten PCA-Achse)

6.4 Identifikation relevanter Umweltfaktoren

Die ersten Abschnitte dieses Kapitels haben die Strukturen innerhalb der biologischen Daten und den Umweltfaktoren getrennt untersucht (indirekte Analyse). Im Folgenden werden die Datensätze kombiniert. Ziel hierbei ist es Strukturen in den biologischen Daten zu entdecken, die sich auf bestimmte Umweltfaktoren beziehen. Zunächst erfolgt eine Analyse der Relevanz der Umweltfaktoren bezogen auf die Abundanzen der taxonomischen Gruppen des Makrozoobenthosdatensatzes. Die Ergebnisse erlauben eine genaue Betrachtung vorherrschender Belastungsstrukturen und deren Auswirkungen auf die einzelnen taxonomischen Gruppen. Gewässertypspezifisch können dann gezielt relevante Umweltfaktoren wie die Strukturgüteparameter untersucht werden, wenn bestimmte taxonomische Gruppen stark verarmt oder nicht vorhanden sind.

Eine zweite Analyse bezieht die Umweltfaktoren auf die gewässertypspezifischen Core-Metrics zur Berechnung des Moduls Allgemeine Degradation. Aus diesen Ergebnissen können in einem weiteren Schritt Regressionsmodelle erstellt werden, die unter anderem eine Extrapolation punktuell vorhandener Bewertungsergebnisse auf andere Gewässerbereiche ermöglichen.

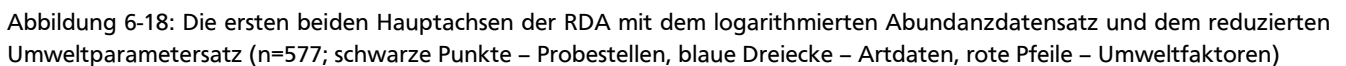
6.4.1 Identifikation relevanter Umweltparameter für das Makrozoobenthos in hessischen Mittelgebirgsbächen

In die Analyse des Abundanzdatensatzes *proben.abund* werden zunächst alle verfügbaren Umweltparameter einbezogen. Die Analyse der Abundanzdaten in Kapitel 6.1 hat gezeigt, dass die Abundanzen ein lineares Antwortverhalten auf die maßgeblichen Einflussfaktoren zeigen und zur direkten Analyse eine Redundanzanalyse (RDA) angesetzt werden kann. Vor der Redundanzanalyse werden anhand der Ergebnisse der Korrelationsanalyse und der Hauptkomponentenanalyse der Umweltparameter folgende Parameter als Kovariablen markiert und von der Redundanzanalyse ausgeschlossen:

- Bei den punktuellen Einleitungen korrelieren die Daten zu den Entlastungsanlagen und Kläranlagen meist mäßig bis hoch, da in Gebieten mit Kläranlagen zumeist auch Kanalsysteme mit Entlastungsanlagen vorhanden sind. Folgende Parameter, die zu dem Subset *up.punkt* gehören werden ausgeschlossen: Anz_KA, Entf_KA, Anz_MWE, Au_MWE, Anz_RWE, Entf_RWE, SumFr_MWE
- Die Strukturgüteparameter zeigen innerhalb der Hauptparametergruppen oft hohe Korrelationen. Des Weiteren korrelieren Parameter hoch, die natürlicherweise in Fließgewässern meist zusammen anzutreffen sind (z. B. Strömungsdiversität und besondere Sohl- und Uferstrukturen). Folgende Parameter aus dem Subset *up.struktur.erf* werden ausgeschlossen: CE11, CE13, CE14, CE22, CE24, CE25, CE26, CE32, CE34, CE43, CE53
- Der Parameter CLC3 (Anteil Waldfläche im Einzugsgebiet) zeigt hohe Kollinearität zu den Parametern CLC1 (Anteil Siedlungsfläche im Einzugsgebiet) und CLC2 (Anteil landwirtschaftliche Nutzfläche im Einzugsgebiet) und wird aus dem Datensatz ausgeschlossen.

In Abbildung 6-18 sind die Ergebnisse der Redundanzanalyse in einem Triplot dargestellt. Ein Triplot wird häufig zur Visualisierung der Ergebnisse direkter Gradientenanalysen genutzt. Dargestellt werden im Allgemeinen die erklärenden Variablen als Linien oder Pfeile (hier: rote Pfeile - Umweltfaktoren), die abhängigen Variablen als Punkte oder Symbole (hier: blaue Dreiecke - Abundanzdaten) sowie die Objekte als Punkte (hier: Probestellen). In Abbildung 6-18 markieren die schwarzen Punkte die Lage der Probestellen, bezogen auf die ersten beiden Achsen der RDA. Die blauen Dreiecke kennzeichnen die Position Artdaten, bezogen auf die sekundären Achsen. Ebenfalls auf die sekundären Achsen beziehen sich die roten Pfeile, welche die Umweltfaktoren abbilden. Auf einem Triplot können so Korrelationen zwischen den abhängigen und den erklärenden Variablen sichtbar gemacht werden. In der unten abgebildeten Grafik zeigen die Probestellen im vierten Quadranten Korrelationen zwischen den Abundanzen der Hirudinea (Ab_Hirud) und der Gastropoda (Ab_Gastr) und den Faktoren, die punktuelle Einleitungsstellen oberhalb der Probestellen indizieren (KA_oh, MWE_oh, RWE_oh).

Dataset: proben.abund.ln , Subdataset: up.all.red



Kapitel 6 - Ergebnisse der multivariaten Analysen

Für die Weiterverwertung der Ergebnisse der Redundanzanalyse ist es von Interesse, die Relevanz der eingebundenen Variablen quantifizieren zu können. Als Ergebnis soll ein RDA-Modell erstellt werden, das nur noch die erklärenden Variablen enthält, die die beste Varianzerklärung für den Datensatz liefern.

Die prinzipielle Vorgehensweise wird hier am Beispiel des oben verwendeten Datensatzes kurz erläutert. Das Schema kommt bei der Erstellung aller im Rahmen dieser Arbeit erstellten RDA-Modelle zum Einsatz. Im ersten Schritt wird ein sogenanntes „Null-Modell“ erstellt, indem eine RDA ohne erklärende Variablen erfolgt. Ohne Einschluss der erklärenden Variablen ist das Ergebnis der RDA identisch mit dem Ergebnis der Hauptkomponentenanalyse des log-transformierten Abundanzdatensatzes. Zusätzlich wird das Ergebnis der oben aufgeführten RDA als „komplettes“ Modell herangezogen. Dieses Modell umfasst alle verfügbaren erklärenden Variablen exklusive der vorab markierten Kovariablen. Nun werden, ausgehend von dem „Null-Modell“, erklärende Variablen zugefügt und die Varianzerklärung überprüft (forward selection). Simultan werden von dem kompletten Modell durch Entfernen schwach erklärender Variablen neue reduzierte Modelle erstellt (backward selection). Auf diese Weise wird ein Modell erstellt, dass durch eine reduzierte Anzahl an erklärenden Variablen die minimal angemessene Varianzerklärung liefert. Das Entscheidungskriterium für einen Parametersatz erfolgt dabei durch die Kontrolle der Anpassungsgüte und die Anzahl der eingebundenen Parameter. Die Parameteranzahl geht dabei „strafend“ in die Berechnung ein.

Das Ergebnis für diesen Datensatz ist in Abbildung 6-19 dargestellt. Im Vergleich zu Abbildung 6-18 ist die Reduktion der Umweltfaktoren deutlich zu erkennen. Als erklärende Variablen werden folgende Parameter selektiert:

- Fläche des Einzugsgebiets oberhalb der Probestelle (AreaC)
- Anzahl der an die oberhalb gelegenen Kläranlagen angeschlossenen Einwohnerwerte (Bel_KA)
- Mischwassereinleitung oberhalb vorhanden (MWE_oh)
- Regenwassereinleitung oberhalb vorhanden (RWE_oh)
- Strukturgüteparameter Profiltyp (CE31) und Breitenerosion (CE33)

Redundancy Analysis

Dataset: proben.abund.ln , Subdataset: up.all.red.mod

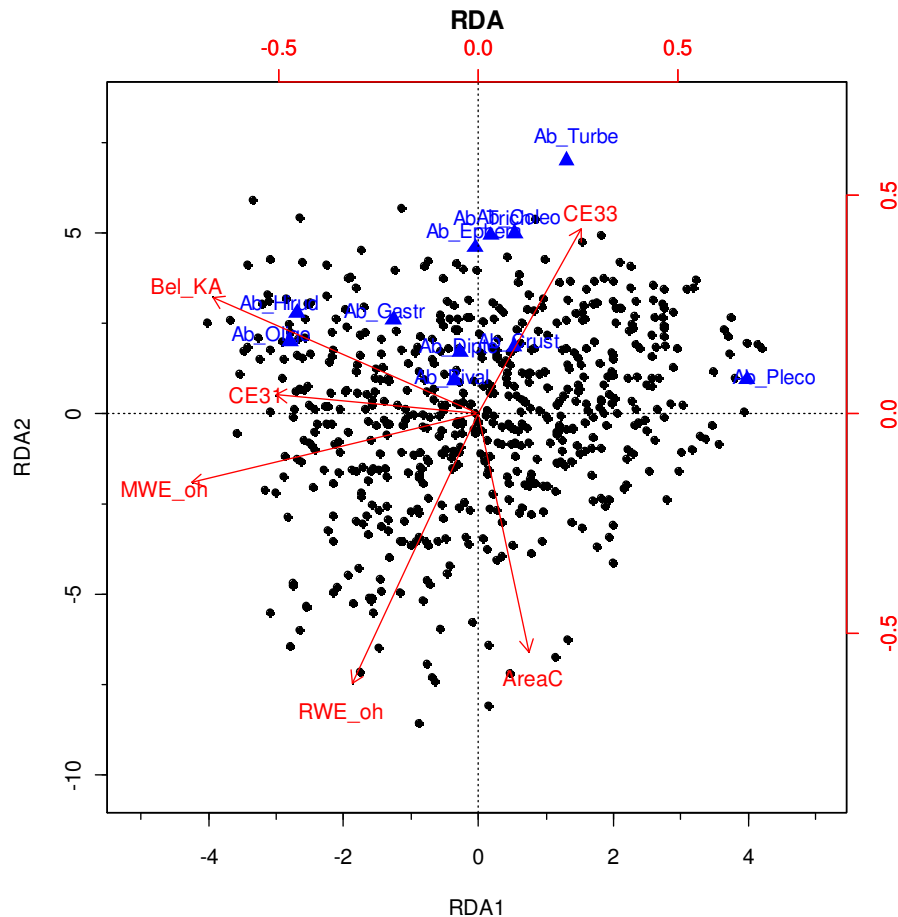


Abbildung 6-19: Die ersten beiden Hauptachsen der RDA mit dem logarithmierten Abundanzdatensatz und dem reduzierten Umweltparametersatz nach der Faktorenselktion (n=577; schwarze Punkte – Probestellen, blaue Dreiecke – Artdaten, rote Pfeile – Umweltfaktoren)

Um die statistische Signifikanz der Aussagen über die Zusammenhänge zwischen den selektierten Umweltfaktoren und den Abundanzdaten zu überprüfen, wird ein Monte-Carlo-Permutationstest durchgeführt. Die Nullhypothese dieses Tests lautet, dass die Proben beliebig gegeneinander austauschbar sind, also keine Zusammenhänge zwischen den Umweltfaktoren und den Abundanzdaten existieren. Bei der Durchführung des Tests werden die Proben zufällig untereinander getauscht und der F-Wert berechnet. Der F-Wert ist ein Ergebnis des F-Tests, der aufgrund seiner Unabhängigkeit von der Verteilung der Grundgesamtheit eines Datensatzes häufig bei multivariaten Verfahren angewendet wird. Wenn der F-Wert der ursprünglichen Daten unter den 5% der Größten aus den Permutationen ist, wird die Hypothese auf dem 5%-Signifikanzniveau abgelehnt. Dies bedeutet, dass mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von weniger als 5% davon ausgegangen werden kann, dass die Aussage signifikant ist und die Annahme des Zusammenhangs wahrscheinlich (zu mind. 95%) gegeben ist. Der Permutationstest wird jeweils mit 1000 Permutationen durchgeführt.

Die Ergebnisse des Monte-Carlo-Permutationstests in Tabelle 6-7 zeigen, dass die selektierten Parameter hoch signifikant zur Varianzerklärung des Datensatzes beitragen.

Parameter	RDA1	RDA2	r2	Pr(>r)	Signifikanz
AreaC	0,586	0,810	0,0213	0,005	**
Bel_KA	-0,971	-0,240	0,0577	0,001	***
MWE_oh	-0,993	0,117	0,0557	0,001	***
RWE_oh	-0,581	0,814	0,0267	0,003	**
CE31	-0,997	-0,083	0,0277	0,001	***
CE33	0,681	-0,733	0,0140	0,018	*

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 '•' 1

P values based on 1000 permutations.

Tabelle 6-7: Ergebnisse des Monte-Carlo-Permutationstests für das mittels RDA erstellte Modell (n=577)

Durch Trennung der Eingangsdaten nach den Gewässertypen können die Beziehungen zwischen Umweltfaktoren und den Abundanzen der taxonomischen Gruppen gewässertypspezifisch analysiert werden. Dabei entspricht die gewässertypspezifische Analyse der bereits beschriebenen Vorgehensweise und es werden im Folgenden nur noch die wesentlichen Ergebnisse für die einzelnen Gewässertypen kurz zusammengefasst.

• Gewässertyp 5

Die Redundanzanalyse wird mit dem log-transformierten Abundanzdatensatz *proben.abund.typ5.ln* und dem entsprechenden Datensatz mit Umweltfaktoren *up.all.typ5* durchgeführt. Anhand der Korrelationsanalyse und den Ergebnissen der PCA werden vorab folgende Parameter vor der Berechnung entfernt:

- aus dem Subset *up.punkt.typ5*: Anz_MWE
- aus dem Subset *up.strukutr.erf.typ5*: CE11, CE24, CE25, CE32

Als weitere Kovariable markierte der Berechnungsalgorithmus der RDA den Parameter CLC3 (Anteil Waldfläche im Einzugsgebiet). Über die erklärenden Variablen können etwa 15% der Varianz des Datensatzes erklärt werden. Aus diesem kompletten Modell wird, wie bei der Analyse des kompletten Datensatzes beschrieben, durch gezieltes Hinzufügen und Entfernen von Variablen ein Modell erstellt, das mit möglichst wenigen erklärenden Variablen eine möglichst hohe Varianzerklärung liefert.

Der Triplot für das reduzierte Modell ist in Abbildung 6-20 dargestellt. Anhand der selektierten Variablen können rund 5,5% der Varianz des Datensatzes erklärt werden, wobei 86% durch die ersten drei RDA-Achsen erfasst werden. Die Parameter mit der besten Varianzerklärung für den Gewässertyp 5 sind:

- Bel_KA (Summe der EW, der oberhalb der Probestelle gelegenen Kläranlagen)
- MWE_oh (Mischwassereinleitungen oberhalb der Probestelle vorhanden)
- RWE_oh (Regenwasserentlastung oberhalb der Probestelle vorhanden)
- Die Erfassungsparameter CE31 (Profiltyp), CE34 (Breitenvarianz), CE41 (Sohlensubstrat), CE42 (Substratdiversität) und CE53 (besondere Uferstrukturen)

Redundancy Analysis

Dataset: proben.abund.typ5.ln , Subdataset: up.all.typ5.mod

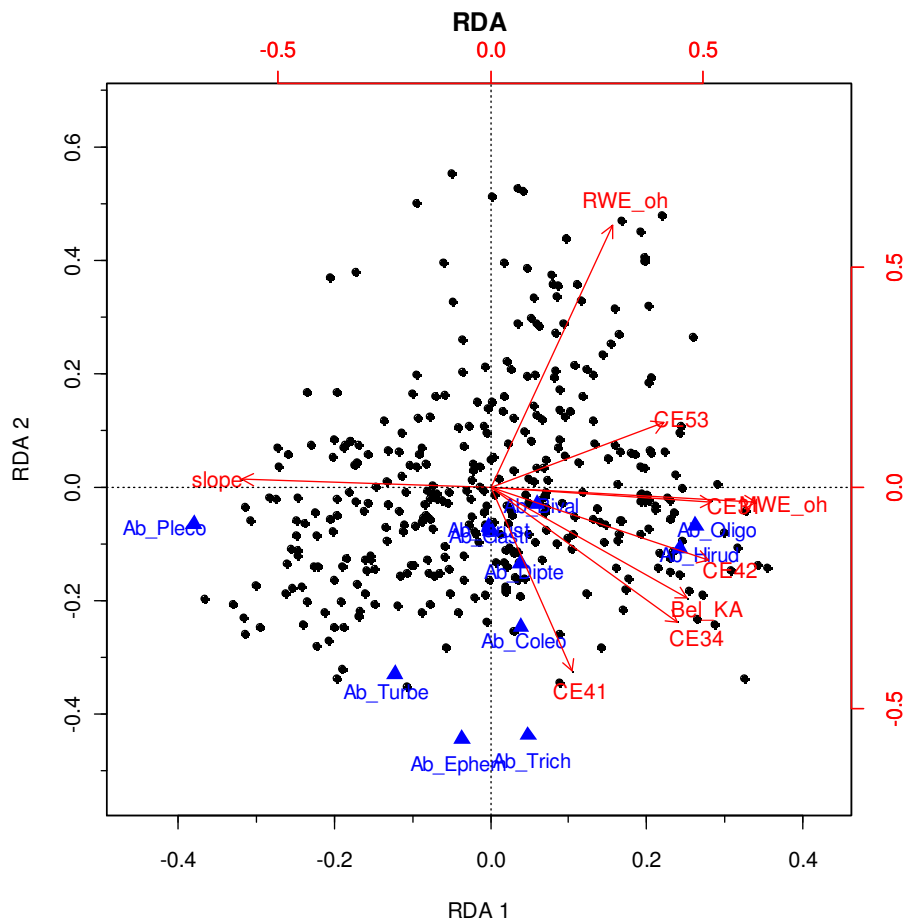


Abbildung 6-20: Die ersten beiden Hauptachsen der RDA mit dem logarithmierten Abundanzdatensatz und dem reduzierten Umweltparametersatz nach der Faktorenselktion für den Gewässertyp 5 (n=347; schwarze Punkte – Probestellen, blaue Dreiecke – Artdaten, rote Pfeile – Umweltfaktoren)

Die Tabelle 6-8 enthält die statistischen Signifikanzen der extrahierten Umweltfaktoren als Ergebnis des Monte-Carlo-Permutationstests.

Parameter	RDA1	RDA2	RDA3	r2	Pr(>r)	Signifikanz
slope	-0,961	0,183	-0,207	0,0468	0,001	***
Bel_KA	0,877	-0,480	0,029	0,0385	0,006	**
MWE_oh	0,850	-0,208	-0,484	0,0839	0,001	***
RWE_oh	0,383	0,919	0,093	0,0379	0,007	**
CE31	0,961	-0,223	-0,167	0,0369	0,003	**
CE34	0,842	-0,537	-0,052	0,0399	0,001	***
CE41	0,473	-0,711	0,520	0,0384	0,005	**
CE42	0,921	-0,370	0,119	0,0406	0,006	**
CE53	0,829	0,147	0,539	0,0310	0,012	*
Signif. codes:0 '***' 0,001 '**' 0,01 '*' 0,05 '.' 0,1 ' ' 1						
P values based on 1000 permutations						

Tabelle 6-8: Ergebnisse des Monte-Carlo-Permutationstests für das mittels RDA erstellte Modell für den Gewässertyp 5 (n=347)

• Gewässertyp 5.1

Die RDA wird mit dem log-transformierten Abundanzdatensatz *proben.abund.typ51.ln* und dem entsprechenden Datensatz mit Umweltfaktoren *up.all.typ51* durchgeführt. Auf Basis der Ergebnisse der Korrelationsanalyse und der PCA werden folgende Parameter vor der Berechnung entfernt:

- Aus dem Subset *up.punkt.typ51*: Anz_MWE
- Aus dem Subset *up.strukutr.erf.typ51*: CE11, CE24, CE25, CE32

Als weitere Kovariable wird bei der Durchführung der Redundanzanalyse der Parameter CLC3 (Anteil Waldfläche im Einzugsgebiet) identifiziert und von der Berechnung ausgeschlossen. Abbildung 6-21 zeigt den Triplot der ersten beiden Hauptachsen als Ergebnis der RDA. Über die erklärenden Variablen können etwa 23% der Varianz des Datensatzes erklärt werden. Aus diesem kompletten Modell wird, wie bereits dargestellt, wiederum durch gezieltes Hinzufügen und Entfernen von Variablen ein Modell erstellt, das mit möglichst wenigen erklärenden Variablen eine möglichst hohe Varianzerklärung liefert.

Redundancy Analysis

Dataset: *proben.abund.typ51.ln* , Subdataset: *up.all.typ51.red*

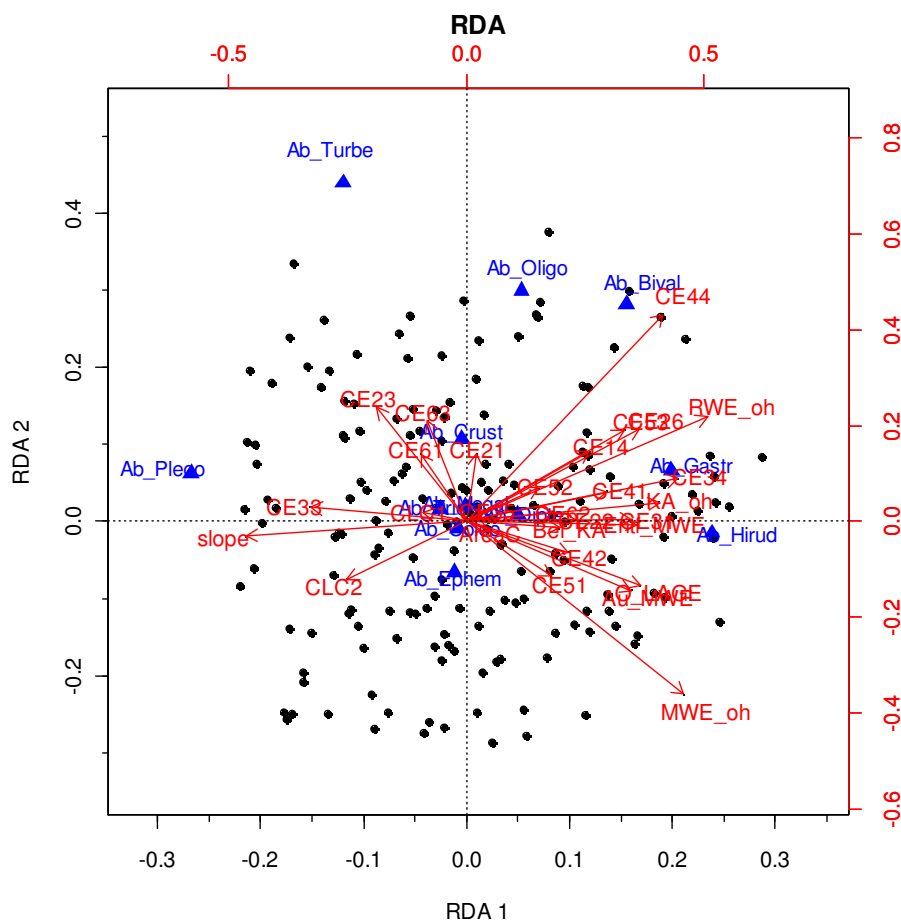


Abbildung 6-21: Die ersten beiden Hauptachsen der RDA mit dem logarithmierten Abundanzdatensatz und dem kompletten Umweltparametersatz für den Gewässertyp 5.1 (n=175; schwarze Punkte – Probestellen, blaue Dreiecke – Artdaten, rote Pfeile – Umweltfaktoren)

Den Triplot für das reduzierte Modell zeigt Abbildung 6-22. Anhand der selektierten Variablen können rund 14% der Varianz des Datensatzes erklärt werden, wobei 75,4% durch die ersten beiden RDA-Achsen erfasst werden. Das RDA-Modell für diesen Gewässertyp enthält folgende Parameter:

- Kläranlageneinleitung oberhalb der Probestelle vorhanden (KA_oh)
- Mischwassereinleitungen oberhalb der Probestelle vorhanden (MWE_oh)
- Regenwasserentlastung oberhalb der Probestelle vorhanden (RWE_oh)
- Sohlgefälle im Bereich der Probestelle (Slope)
- Die Erfassungsparameter Ortslage (O_LAGE), Profiltyp (CE14), Breitenerosion (CE33), Breitenvarianz (CE34) und besondere Sohlenstrukturen (CE44)

Redundancy Analysis

Dataset: proben.abund.typ51.ln, Subdataset: up.all.typ51.mod

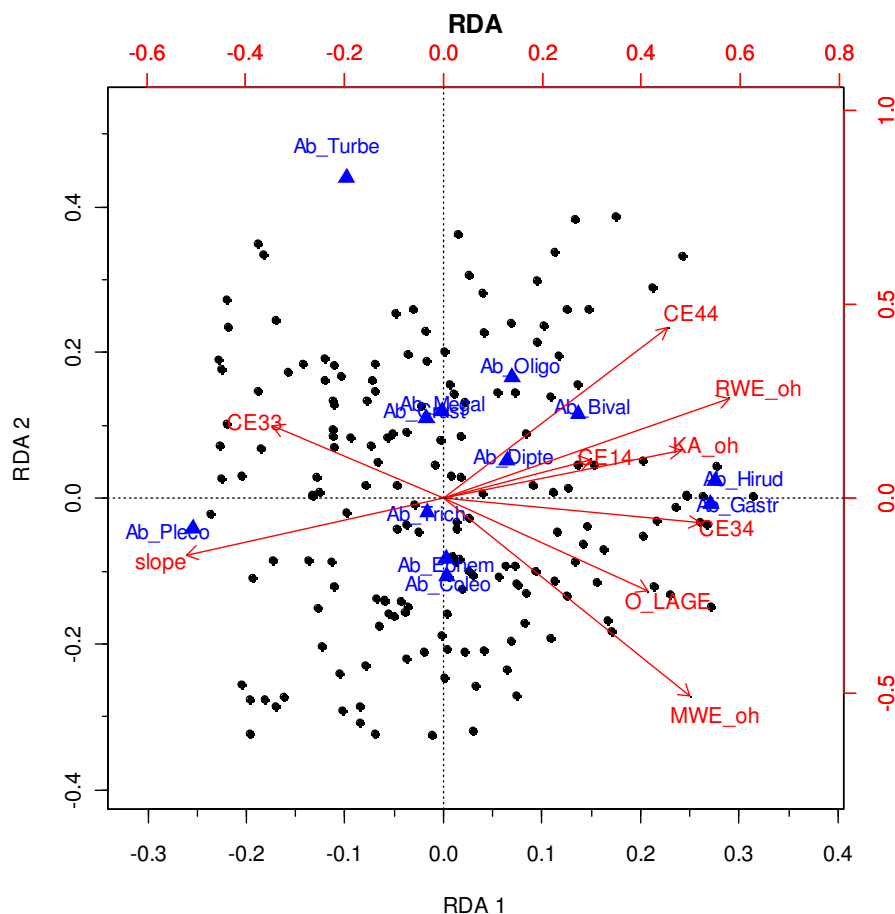


Abbildung 6-22: Die ersten beiden Hauptachsen der RDA mit dem logarithmierten Abundanzdatensatz und dem reduzierten Umweltparametersatz nach der Faktorenselktion für den Gewässertyp 5.1 (n=175; schwarze Punkte – Probestellen, blaue Dreiecke – Artdaten, rote Pfeile – Umweltfaktoren)

Die folgende Tabelle 6-9 enthält die statistischen Signifikanzen der extrahierten Umweltfaktoren.

Parameter	RDA1	RDA2	r ²	Pr(>r)	Signifikanz
slope	-0,990	-0,139	0,097	0,001	***
KA_oh	0,992	0,127	0,083	0,004	**
MWE_oh	0,872	-0,489	0,138	0,001	***
RWE_oh	0,974	0,226	0,127	0,001	***
O_LAGE	0,951	-0,308	0,071	0,006	**
CE14	0,986	0,167	0,033	0,054	•
CE33	-0,957	0,289	0,049	0,014	*
CE34	0,997	-0,079	0,095	0,001	***
CE44	0,888	0,459	0,107	0,001	***
Signif. codes: 0 '***' 0,001 '**' 0,01 '*' 0,05 '.' 0,1 '•' 1					
P values based on 1000 permutations					

Tabelle 6-9: Ergebnisse des Monte-Carlo-Permutationstests für das mittels RDA erstellte Modell für den Gewässertyp 5.1 (n=175)

• Gewässertyp 6

Die RDA wird mit dem log-transformierten Abundanzdatensatz *proben.abund.typ6.ln* und dem entsprechenden Datensatz mit Umweltfaktoren *up.all.typ6* durchgeführt. Aufgrund der verhältnismäßig geringen Anzahl von Probestellen im Gewässertyp 6 (31 Probestellen) musste eine Filterung der Parameter erfolgen. Parameter mit nur schwach ausgeprägten oder ohne Gradienten werden aussortiert. Dieser Datensatz (*up.all.typ6.red*) wurde anschließend mit einer Korrelationsanalyse auf hoch korrelierte Parameterpaare untersucht und unter Berücksichtigung der Ergebnisse der PCA des Datensatzes *up.all.typ6.red* weiter reduziert. Die nach der Filterung und Entfernung kovariater Parameter für die RDA verfügbaren Parameter im Datensatz *up.all.tpy6.red1* sind:

- Aus dem Subset *up.basis.typ6*: AreaC, CLC1, CLC2, CLC3, slope
- Aus dem Subset *up.punkt.typ6*: Entf_KA, MWE_oh, Au_MWE, SumEW_MWE, RWE_oh
- Aus dem Subset *up.strukutr.erf.typ6*: O_LAGE, CE12, CE21, CE22, CE24, CE25, CE33, CE35, CE41, CE42, CE51, CE53, CE52, CE61, CE62

Als weitere Kovariable wird der Parameter CLC3 (Anteil Waldfläche im Einzugsgebiet) identifiziert und von der Berechnung ausgeschlossen. Abbildung 6-23 zeigt den Triplot der ersten beiden Hauptachsen als Ergebnis der RDA mit dem reduzierten Datensatz. Über die erklärenden Variablen können etwa 88% der Streuung im Datensatz erfasst werden. Aus diesem kompletten Modell wird durch gezieltes Hinzufügen und Entfernen von Variablen ein Modell erstellt, das mit möglichst wenigen erklärenden Variablen eine möglichst hohe Varianzerklärung liefert.

Redundancy Analysis

Dataset: proben.abund.typ6.ln , Subdataset: up.all.typ6.red1

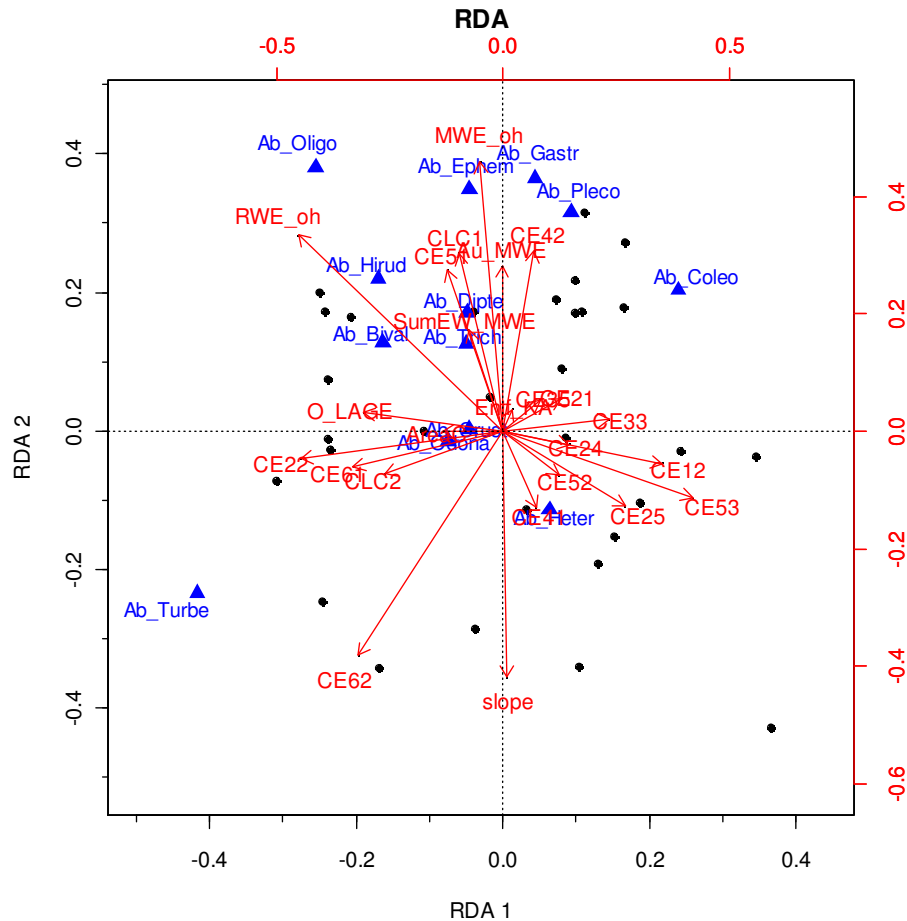


Abbildung 6-23: Die ersten beiden Hauptachsen der RDA mit dem logarithmierten Abundanzdatensatz und dem reduzierten Umweltparametersatz für den Gewässertyp 6 (n=31; schwarze Punkte – Probestellen, blaue Dreiecke – Artdaten, rote Pfeile – Umweltfaktoren)

Der Triplot für das reduzierte Modell ist in Abbildung 6-24 dargestellt. Anhand der selektierten Variablen können rund 34% der Varianz des Datensatzes erklärt werden, wobei 70% durch die ersten beiden RDA-Achsen erfasst werden. Die Parameter wurden reduziert auf Informationen zu:

- Punktquellen MWE_oh (Mischwassereinleitungen oberhalb der Probestelle vorhanden) und RWE_oh (Regenwasserentlastung oberhalb der Probestelle vorhanden),
- dem Gefälle im 100-m-Abschnitt der Probestelle (slope) sowie
- den Erfassungsparametern Rückstau (CE22) und Breitenvarianz (CE34), besondere Uferstrukturen (CE53) und Gewässerrandstreifen (CE62) der Strukturgütekartierung.

Redundancy Analysis

Dataset: proben.abund.typ6.ln , Subdataset: up.all.typ6.mod

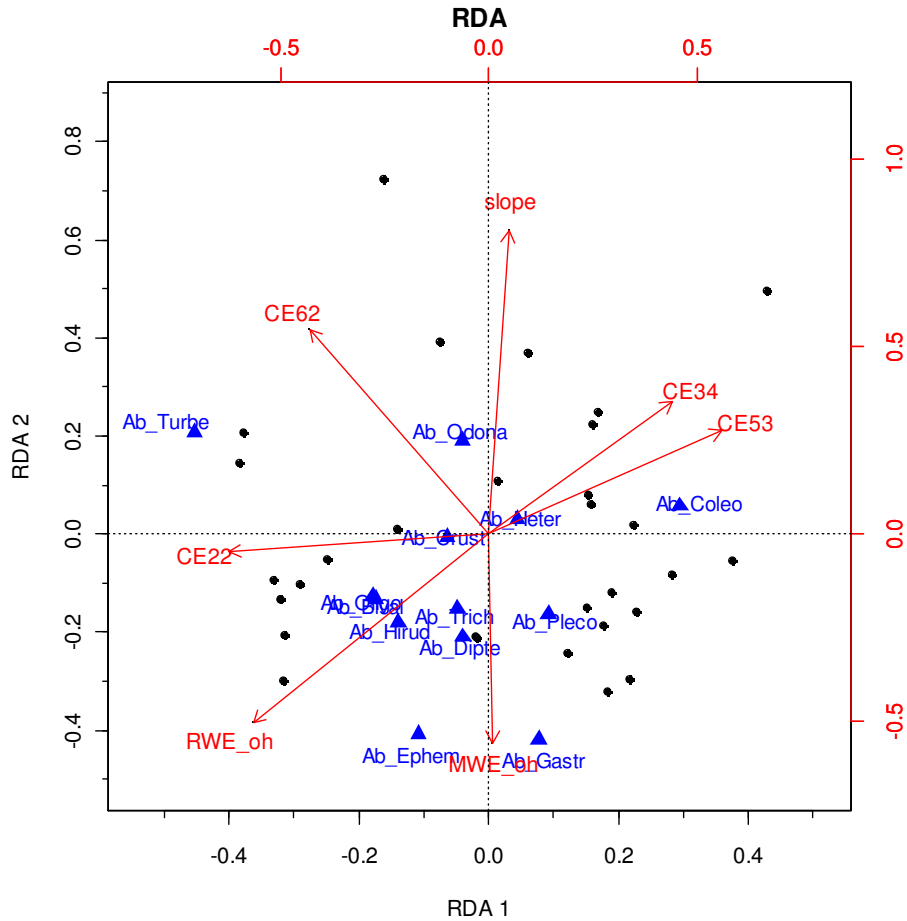


Abbildung 6-24: Die ersten beiden Hauptachsen der RDA mit dem logarithmierten Abundanzdatensatz und dem reduzierten Umweltparametersatz nach der Faktorenselktion für den Gewässertyp 6 (n=31; schwarze Punkte – Probestellen, blaue Dreiecke – Arten, rote Pfeile –Umweltfaktoren)

Die Ergebnisse des Monte-Carlo-Permutationstests zur Einstufung der statistischen Signifikanz der extrahierten Umweltfaktoren sind in Tabelle 6-10 aufgelistet.

Parameter	RDA1	RDA2	r2	Pr(>r)	Signifikanz
slope	0,021	0,999	0,345	0,009	**
MWE_oh	0,059	-0,998	0,163	0,068	•
RWE_oh	-0,767	-0,641	0,298	0,009	**
CE22	-0,999	-0,034	0,215	0,048	*
CE34	0,802	0,598	0,167	0,067	•
CE53	0,916	0,402	0,208	0,036	*
CE62	-0,644	0,765	0,269	0,013	*
Signif. codes: 0 '***' 0,001 '**' 0,01 '*' 0,05 '.' 0,1 '•' 1					
P values based on 1000 permutations					

Tabelle 6-10: Ergebnisse des Monte-Carlo-Permutationstests für das mittels RDA erstellte Modell für den Gewässertyp 6 (n=31)

• Gewässertyp 7

Die RDA wird mit dem log-transformierten Abundanzdatensatz *proben.abund.typ7.ln* und dem entsprechenden Datensatz mit Umweltfaktoren *up.all.typ7* durchgeführt. Im Gewässertyp 7 sind, wie bereits beim Gewässertyp 6, nur wenige Probestellen (24 Probestellen) vorhanden. Es musste daher ebenfalls eine Filterung der Umweltparameter vorgeschaltet werden mit dem Ziel die Eingangsdaten zu reduzieren. Die Spannweiten und Streuung der Umweltparameter wurden überprüft und Parameter ohne oder mit nur schwach ausgeprägten Gradienten von der Analyse ausgeschlossen. Zusätzlich werden auf Basis der Korrelationsanalysen und den Ergebnissen der PCA weitere Parameter entfernt. In die RDA werden folgende Parameter einbezogen:

- Aus dem Subset *up.basis.typ7*: CLC1, CLC2
- Aus dem Subset *up.punkt.typ7*: Bel_KA, Entf_KA, MWE_oh, SumFr_MWE,
- Aus dem Subset *up.strukutr.erf.typ7*: CE12, CE13, CE21, CE24, CE25, CE31, CE32, CE33, CE34, CE41, CE43, CE51, CE53, CE61, CE62, CE63

Abbildung 6-25 zeigt den Triplot der ersten beiden Hauptachsen als Ergebnis der RDA. Über die erklärenden Variablen können etwa 85% der Varianz des Datensatzes erklärt werden.

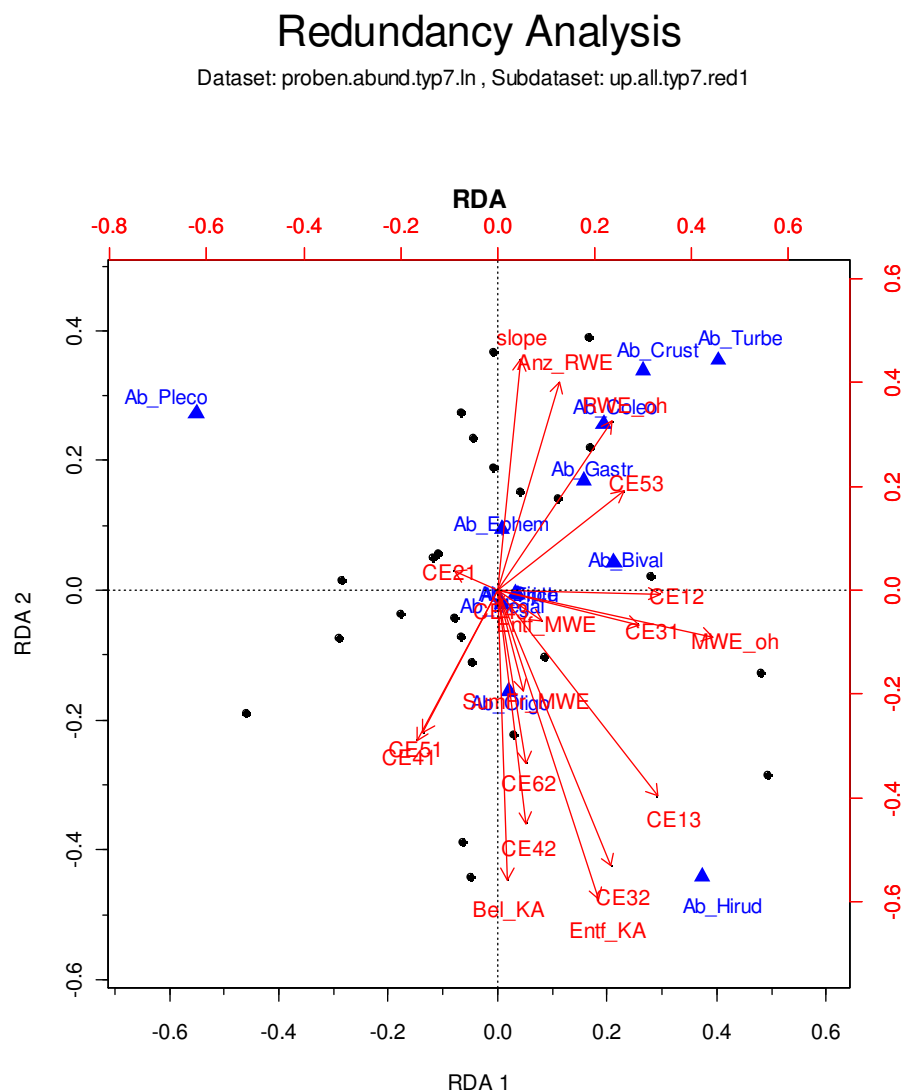


Abbildung 6-25: Die ersten beiden Hauptachsen der RDA mit dem logarithmierten Abundanzdatensatz und dem reduzierten Umweltparametersatz für den Gewässertyp 7 (n=24; schwarze Punkte – Probestellen, blaue Dreiecke – Art Daten, rote Pfeile – Umweltparameter)

Der Triplot für das reduzierte Modell ist in Abbildung 6-26 dargestellt. Die Parameter wurden reduziert auf Informationen zu:

- den Punktquellen Entf_KA (Entfernung zur nächsten Kläranlageneinleitung oberhalb der Probestelle), Bel_KA (Summe der an die oberhalb der Probestelle an eine Kläranlage eingeschlossenen Einwohner), MWE_oh (Mischwassereinleitungen oberhalb der Probestelle vorhanden), RWE_oh (Regenwassereinleitungen oberhalb der Probestelle vorhanden),
- dem Gefälle im 100-m-Abschnitt der Probestelle (slope) sowie
- die Erfassungsparameter Längsbänke (CE13) und Profiltiefe (CE32) und Sohlverbau (CE42) der Strukturgütekartierung.

Anhand der selektierten Variablen können rund 40% der Varianz des Datensatzes erklärt werden, wobei 63% durch die ersten beiden RDA-Achsen erfasst werden.

Redundancy Analysis

Dataset: proben.abund.typ7.ln , Subdataset: up.all.typ7.mod

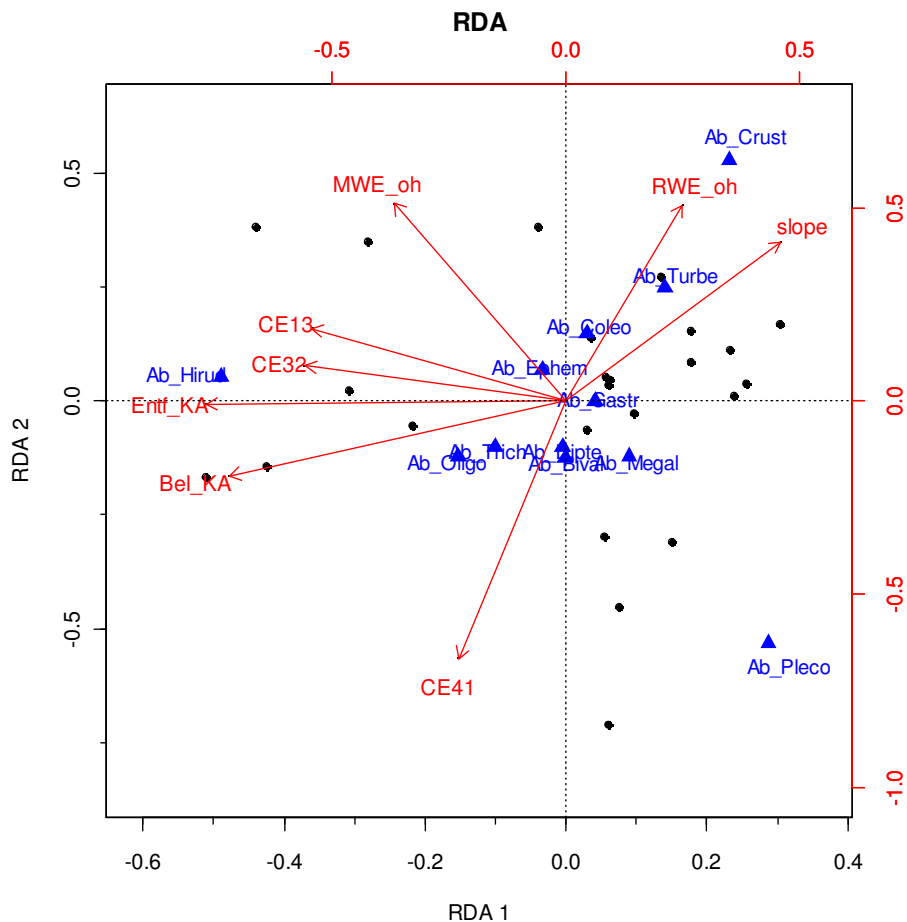


Abbildung 6-26: Die ersten beiden Hauptachsen der RDA mit dem logarithmierten Abundanzdatensatz und dem reduzierten Umweltparametersatz nach der Faktorenselktion für den Gewässertyp 7 (n=24; schwarze Punkte – Probestellen, blaue Dreiecke – Artdaten, rote Pfeile – Umweltfaktoren)

Mit einem Monte-Carlo-Permutationstest konnte die statistische Signifikanz der Aussagen über die Zusammenhänge zwischen den selektierten Umweltfaktoren und den Abundanzdaten überprüft werden. Die Ergebnisse sind in Tabelle 6-10 aufgelistet.

	RDA1	RDA2	r2	Pr(>r)	Signifikanz
slope	0,798	0,603	0,296	0,028	*
Bel_KA	-0,963	-0,268	0,450	0,003	**
Entf_KA	-0,998	-0,069	0,469	0,001	***
MWE_oh	-0,647	0,762	0,259	0,041	*
RWE_oh	0,545	0,839	0,228	0,059	•
CE13	-0,975	0,223	0,247	0,044	*
CE32	-0,997	0,074	0,247	0,054	•
CE41	-0,434	-0,901	0,346	0,015	*
Signif. codes: 0 '***' 0,001 '**' 0,01 '*' 0,05 '.' 0,1 '•' 1					
P values based on 1000 permutations					

Tabelle 6-11: Ergebnisse des Monte-Carlo-Permutationstests für das mittels RDA erstellte Modell für den Gewässertyp 7 (n=24)

Die folgende Tabelle fasst die, anhand der Redundanzanalyse, selektierten Umweltparameter für die vier Gewässertypen zusammen.

Typ 5	Typ 5.1	Typ 6	Typ 7
slope	slope	slope	slope
Bel_KA	KA_oh	MWE_oh	Bel_KA
MWE_oh	MWE_oh	RWE_oh	Entf_KA
RWE_oh	RWE_oh	CE22	MWE_oh
CE31	O_LAGE	CE34	RWE_oh
CE34	CE14	CE53	CE13
CE41	CE33	CE62	CE32
CE42	CE34	-	CE41
CE53	CE44	-	-

Tabelle 6-12: Selektierte Umweltparameter für die vier Gewässertypen

Die Daten zu den Gefälleverhältnissen im Bereich der Probestelle (slope) und die Information, ob Einleitungsstellen aus der Siedlungsentwässerung (MWE_oh und RWE_oh) oberhalb der Probestelle vorhanden sind, werden für alle Gewässertypen als signifikant eingestuft. Neben diesen Parametern sind die Angaben, ob eine Kläranlage oberhalb der Probestelle einleitet (KA_oh) bei Gewässertyp 5.1 bzw. wie viel Einwohner an die oberhalb der Probestelle einleitenden Kläranlagen angeschlossen sind (Bel_KA) bei den Gewässertypen 5 und 7, relevant. Bei den Strukturgüteparametern treten die gewässertypspezifischen Ausprägungen in den Vordergrund. Die Abundanzen im Gewässertyp 5 werden durch die Strukturgüteparameter Profiltyp (CE31), Breitenvarianz (CE34), Sohlensubstrat (CE41), Sohlverbau (CE42) und besondere Uferstrukturen (CE53) geprägt. Diese Strukturgüteparameter erfassen sehr gut die charakteristischen Eigenschaften dieses Gewässertyps. Die Zönosen im Gewässertyp 5.1 werden geprägt durch die Strukturgüteparameter besondere Laufstrukturen (CE14), Breitenerosion (CE33), Breitenvarianz (CE34) sowie besondere Sohlstrukturen (CE44). Für den Gewässertyp 6 wurden auf Basis der Redundanzanalyse die Strukturgüteparameter Rückstau (CE22), Breitenvarianz (CE34), besondere Uferstrukturen (CE53) und Gewässerrandstreifen (CE62) als einflussreich auf die

Abundanzdaten eingestuft. Die Struktur der Abundanzdaten im Gewässertyp7 ist stärker durch die Daten zu den punktuellen Einleitungen geprägt. Nur die drei Strukturgüteparameter Längsbänke (CE13), Profiltiefe (CE32) und Sohlensubstrat (CE41) werden als relevant eingestuft.

Die jeweils als relevant eingestuften Strukturgüteparameter erfassen sehr gut die charakteristischen Eigenschaften der Gewässertypen. In der Arbeit Völker (Völker, 2008) werden sieben Strukturgüteparameter als ökologisch relevant für die Merkmalsausprägung des Makrozoobenthos in den Gewässertypen 5 und 5.1 identifiziert. Drei dieser Parameter, die Breitenvarianz (CE34), das Sohlensubstrat (CE41) und die besonderen Sohlstrukturen (CE44), werden in dieser Arbeit als signifikant eingestuft.

Diese Analyse erlaubt die gezielte Identifikation von maßgeblichen Einflussfaktoren auf bestimmte taxonomische Gruppen. Bei Planungsaufgaben, die gezielt auf die Wiederbesiedlung oder den Aufbau bestimmter defizitärer taxonomischer Gruppen ausgerichtet sind, können diese Ergebnisse wichtige Beiträge leisten.

6.4.2 Identifikation relevanter Umweltfaktoren für die Core-Metrics des Moduls Allgemeine Degradation in Mittelgebirgsbächen

Die erste Auswertung der Bewertungsergebnisse des Makrozoobenthos hat gezeigt, dass bei fast allen Probestellen die Teilkomponente Allgemeine Degradation für die Einstufung der ökologischen Zustandsklasse ausschlaggebend ist (vgl. Kapitel 5.1.1). Die Teilkomponente Allgemeine Degradation wird aus gewässertypspezifischen Core-Metrics ermittelt und über sogenannte Scores in eine Gesamtbewertung der Teilkomponente überführt. Die Tabelle 6-13 zeigt einen Überblick der bewertungsrelevanten Core-Metrics für die vier behandelten Gewässertypen.

Typ 5	Typ 5.1	Typ 6	Typ7
Anteil EPT-Taxa [%]	Anteil EPT-Taxa [%]	Anteil EPT-Taxa [%]	Anteil EPT-Taxa [%]
Fauna Index Typ 5	Fauna Index Typ 5	Fauna Index Typ 5	Fauna Index Typ 5
Rheoindex	Rheoindex	Rheoindex	Rheoindex
Anteil Hyporhithral-Besiedler HR [%]		Anteil Epirhithral-Besiedler ER [%]	Anteil Epirhithral-Besiedler ER [%]

Tabelle 6-13: Typspezifische Core-Metrics für die Berechnung der Teilkomponente Allgemeine Degradation

Die folgende Auswertung identifiziert nun mittels der Redundanzanalyse die Umweltfaktoren, die für die Varianz der Core-Metrics relevant sind. Die Redundanzanalyse muss gewässertypspezifisch erfolgen. Die Gewässertypen 6 und 7 werden zusammengefasst, da die bewertungsrelevanten Core-Metrics identisch sind. Die Analyse des Core-Metrics Datensatzes geschieht zunächst unter Einbeziehung aller Umweltparameter. Die Vorgehensweise zur Ermittlung des RDA-Modells läuft weitestgehend analog zu der im vorigen Abschnitt beschriebenen Methode ab.

Aus den Ergebnissen der Redundanzanalyse wird, im Unterschied zu den Ergebnissen der Redundanzanalyse des Abundanzdatensatzes, für die Gewässertypen ein Regressionsmodell erstellt. Ausgehend von diesem Regressionsmodell können Ausreißer identifiziert werden. Diese Ausreißer sind Probestellen, bei denen die Datenstruktur weit von den anderen Probestellen, auf denen das Regressionsmodell basiert, abweicht. Nach dem Entfernen der Ausreißer kann ein neues Modell erstellt und der Effekt der Ausreißer auf die Qualität des Modells überprüft werden. Die Identifikation der Ausreißer erfolgt über ein automatisiertes Skript, das einen Bonferroni-Test durchführt. Anhand dieses relativ einfachen Tests wird die Hypothese überprüft, ob die auf Basis der erstellten Regressionsgleichung ermittelten minimalen und maximalen Werte außerhalb eines vorab definierten Vertrauensintervalls liegen. Befinden sich der Minimalwert und/oder der Maximalwert außerhalb des Bereichs werden die entsprechenden Probestellen markiert und aus dem Datensatz entfernt. Anschließend wird mit dem reduzierten Datensatz ein neues RDA-Modell erstellt. Aus den extrahierten Faktoren wird ein neues Regressionsmodell für

jeden Core-Metrics abgeleitet und die Anpassungsgüte überprüft sowie ein erneuter Ausreißer-Test durchgeführt. Diese Prozedur wird wiederholt, bis keine weiteren Ausreißer identifiziert werden oder die Anpassungsgüte sich nur geringfügig verbessert.

Die Ergebnisse der Redundanzanalyse für jeden Gewässertyp werden einmal unter Einbezug aller Probestellen und einmal für den um die Ausreißer reduzierten Datensatz dargestellt. Für die RDA wurde der *proben.metrics*-Datensatz standardisiert. Die wesentlichen Ergebnisse werden im Folgenden nach Gewässertyp separiert zusammengefasst.

• Gewässertyp 5

Die Redundanzanalyse für den Gewässertyp 5 wird mit dem standardisierten Metrics-Datensatz für den *proben.metrics.typ5.scale* sowie dem entsprechenden Datensatz mit Umweltfaktoren *up.all.typ5* durchgeführt. Aus dem Metrics-Datensatz wurden nur die vier relevanten Core-Metrics aus der ersten Spalte von Tabelle 6-13 einbezogen. Als Kovariable wird aus den vorangegangenen Analysen der Parameter CLC3 (Anteil Waldfläche im Einzugsgebiet) identifiziert und von der Auswertung ausgeschlossen.

Über die erklärenden Variablen können etwa 18% der Variabilität des Datensatzes erfasst werden. Wie bereits im vorigen Kapitel beschrieben, wird durch gezieltes Hinzufügen und Entfernen der Variablen ein reduziertes RDA-Modell erstellt, das mit möglichst wenigen erklärenden Variablen eine möglichst hohe Varianzerklärung liefert. Der Triplot für das reduzierte Modell ist in Abbildung 6-27 dargestellt. Anhand der selektierten Variablen können rund 10% der Varianz des Datensatzes erklärt werden, wobei die ersten beiden RDA-Achsen 94% erfassen. Die Überprüfung der Signifikanz der extrahierten Umweltfaktoren bezogen auf die ersten beiden RDA-Achsen erfolgt mittels eines Monte-Carlo-Permutationstests (s. Tabelle 6-8). Drei Parameter (SumFr_MWE, CE41, CE61) zeigen sowohl im Triplot als auch bei dem Permutationstest eine offenbar geringe Relevanz für das Modell. Die Überprüfung der einzelnen Core-Metrics zeigt jedoch, dass die Parameter jeweils bei mindestens für einen Core-Metric zu einer signifikanten Verbesserung des Regressionsmodells führen (s. auch Kapitel 6.5).

	RDA1	RDA2	r2	Pr(>r)	Signifikanz
KA_oh	0,841	0,541	0,053	0,001	***
Entf_KA	0,684	0,729	0,022	0,017	*
SumFr_MWE	0,997	-0,083	0,011	0,149	
RWE_oh	0,990	0,139	0,042	0,001	***
Entf_RWE	0,717	0,697	0,045	0,001	***
CE26	0,743	0,669	0,025	0,006	**
CE33	-0,999	-0,008	0,018	0,039	*
CE41	0,329	0,944	0,004	0,469	
CE53	0,991	-0,134	0,029	0,006	**
CE61	0,979	0,202	0,005	0,436	
Signif. codes: 0 '***' 0,001 '**' 0,01 '*' 0,05 '.' 0,1 ' ' 1					
P values based on 1000 permutations					

Tabelle 6-14: Ergebnisse des Monte-Carlo-Permutationstests für das mittels RDA erstellte Modell für den Gewässertyp 5 (n=345)

Redundancy Analysis

Dataset: metrics.typ5.scale , Subdataset: up.all.typ5.red

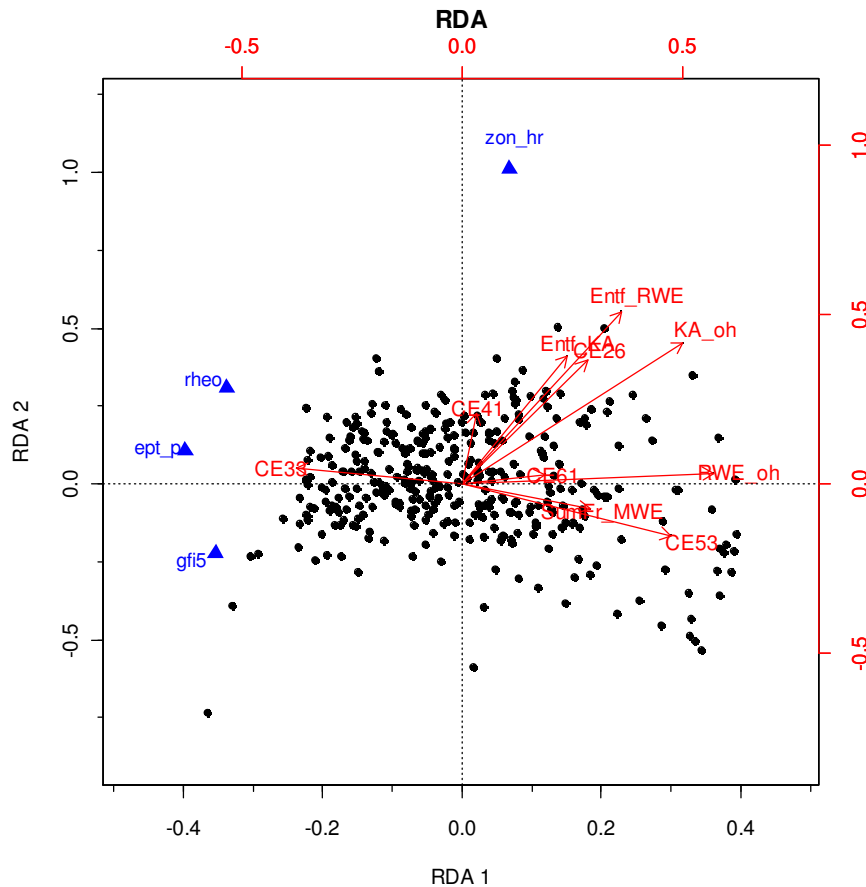


Abbildung 6-27: Die ersten beiden Hauptachsen der RDA mit dem standardisierten Metricsdatensatz und dem reduzierten Umweltparametersatz nach der Faktorenselktion für den Gewässertyp 5 (n=347; schwarze Punkte – Probestellen, blaue Dreiecke – Core-Metrics, rote Pfeile – Umweltfaktoren)

Aus den bei der Redundanzanalyse selektierten Parametern wird ein Regressionsmodell erstellt. Bei der Überprüfung des Regressionsmodells konnten insgesamt 22 Probestellen als Ausreißer identifiziert werden. Auf Grundlage der verbleibenden 323 Probestellen des Gewässertyps 5 erfolgen eine Redundanzanalyse und eine erneute Selektion von Parametern. Der Triplot des neuen Modells ist in Abbildung 6-28 dargestellt. Verglichen zum Datensatz mit allen Probestellen fällt auf, dass insgesamt vier zusätzliche Umweltfaktoren in das Modell aufgenommen werden. Gegenüber dem vorigen Modell können mit diesem, um die Ausreißer reduzierten Modell, insgesamt 21% der Gesamtvarianz erklärt werden. Das Entfernen der Ausreißer hat den erkläraren Anteil über die RDA-Achsen in etwa verdoppelt. Die ersten beiden RDA-Achsen decken 95% der Varianzerklärung ab.

Redundancy Analysis

Dataset: metrics.typ5.2.scale , Subdataset: up.all.typ5.2.mod

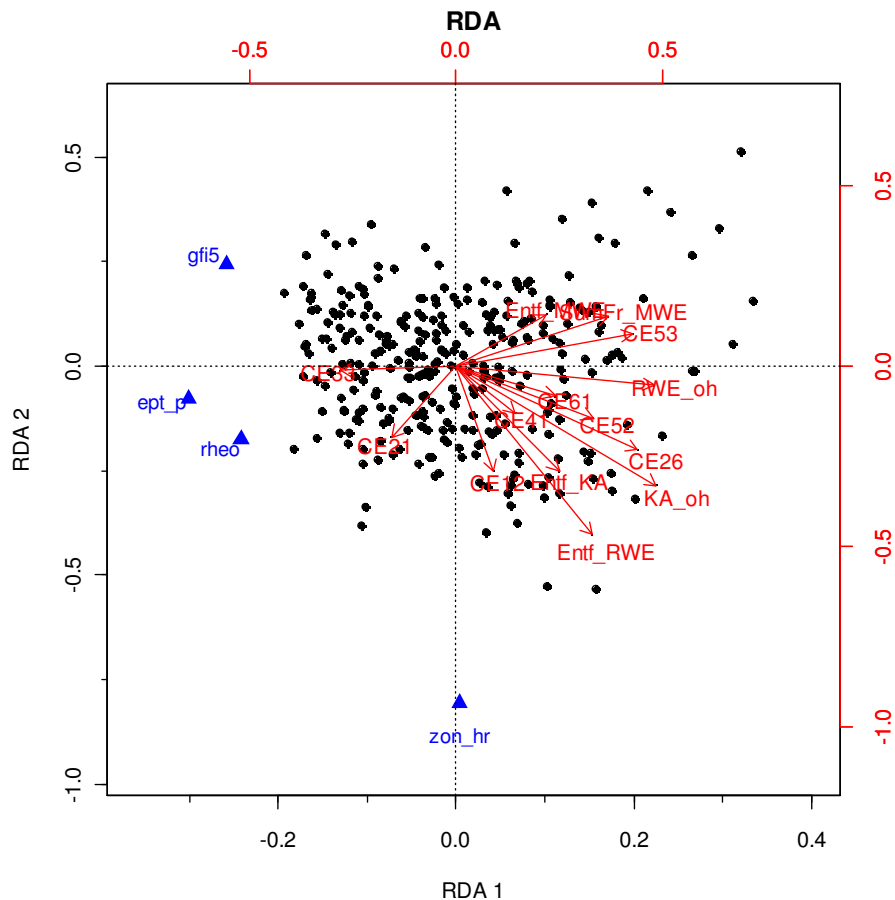


Abbildung 6-28: Triplot des RDA-Modells für den um die Ausreißer reduzierten Datensatz des Gewässertyps 5 (n=323; schwarze Punkte – Probestellen, blaue Dreiecke – Core-Metrics, rote Pfeile – Umweltfaktoren)

In Tabelle 6-15 sind die Ergebnisse des Monte-Carlo-Permutationstest eingetragen. Die Ergebnisse spiegeln die Darstellung der RDA im Triplot wieder. Die drei Strukturgüteparameter Krümmungserosion (CE12), Querbauwerke (CE21) sowie das Sohlensubstrat (CE41) werden als nicht signifikant eingestuft und indizieren auch im Triplot durch verhältnismäßig kurze Pfeile eine eher geringe Relevanz für das Modell. Die Erstellung der Regressionsmodelle für die einzelnen Core-Metrics zeigt jedoch, dass die Parameter für einzelne Core-Metrics signifikant sind (vgl. Kapitel 6.5).

Parameter	RDA1	RDA2	r2	Pr(>r)	Signifikanz
KA_oh	0,965	-0,261	0,079	0,001	***
Entf_KA	0,906	-0,423	0,027	0,011	*
Entf_MWE	0,965	0,260	0,016	0,081	•
SumFr_MWE	0,988	0,155	0,041	0,001	***
RWE_oh	0,999	-0,038	0,06	0,001	***
Entf_RWE	0,868	-0,497	0,056	0,001	***
CE12	0,608	-0,794	0,012	0,144	
CE21	-0,891	-0,454	0,011	0,191	
CE26	0,979	-0,203	0,061	0,001	***
CE33	-0,999	-0,022	0,022	0,029	*
CE41	0,941	-0,338	0,008	0,317	
CE52	0,986	-0,168	0,034	0,005	**
CE53	0,996	0,090	0,053	0,003	**
CE61	0,991	-0,133	0,017	0,079	•
Signif. codes: 0 '***' 0,001 '**' 0,01 '*' 0,05 '.' 0,1 '•'					
P values based on 1000 permutations					

Tabelle 6-15: Ergebnisse des Monte-Carlo-Permutationstests für das mittels RDA erstellte Modell für den Gewässertyp 5 (n=323)

• Gewässertyp 5.1

Die RDA wird mit dem standardisierten Metrics-Datensatz für den Gewässertyp 5.1 *proben.metrics.typ51.scale* und dem entsprechenden Datensatz mit Umweltfaktoren *up.all.typ51* durchgeführt. Aus dem Metrics-Datensatz werden nur die drei relevanten Core-Metrics aus der ersten Spalte von Tabelle 6-13 einbezogen. Als Kovariablen konnten durch die vorgeschalteten Analysen der Anteil Waldfläche im Einzugsgebiet (CLC3) sowie die Summe der an die oberhalb der Probestelle einleitenden Mischwasserentlastungen angeschlossene undurchlässige Fläche (Au_MWE) identifiziert und von der Auswertung ausgeschlossen werden.

Über die erklärenden Variablen können etwa 25% der Varianz des Datensatzes erfasst werden. Aus diesem kompletten Modell resultiert durch gezieltes Hinzufügen und Entfernen von Variablen ein Modell, das mit möglichst wenigen erklärenden Variablen eine möglichst hohe Varianzerklärung liefert. Anhand der selektierten Variablen können ca. 16% der Streuung des Datensatzes erfasst werden, wobei 97% der Varianzerklärung auf die ersten beiden RDA-Achsen verteilt sind. Für die drei Core-Metrics des Gewässertyps 5.1 werden auf der Basis des RDA-Modells die Regressionsmodelle erstellt und anschließend auf Ausreißer überprüft. Im Ergebnis werden neun Probestellen identifiziert und eine erneute Redundanzanalyse auf Basis des reduzierten Datensatzes durchgeführt. Der Triplot des neuen Modells ist in Abbildung 6-29 dargestellt. Verglichen zum Datensatz mit allen Probestellen wird die Anzahl der als relevant eingestuften Einflussfaktoren von elf auf neun reduziert. Gegenüber dem vorigen Modell können mit diesem, um die Ausreißer reduzierten Modell, insgesamt 19% der Gesamtvarianz erklärt werden. Das Entfernen der Ausreißer hat den erklärbaren Anteil über die RDA-Achsen nur geringfügig erhöht. Die ersten beiden RDA-Achsen decken 98% der Varianzerklärung ab.

Redundancy Analysis

Dataset: metrics.typ51.2.scale , Subdataset: up.all.typ51.2.mod

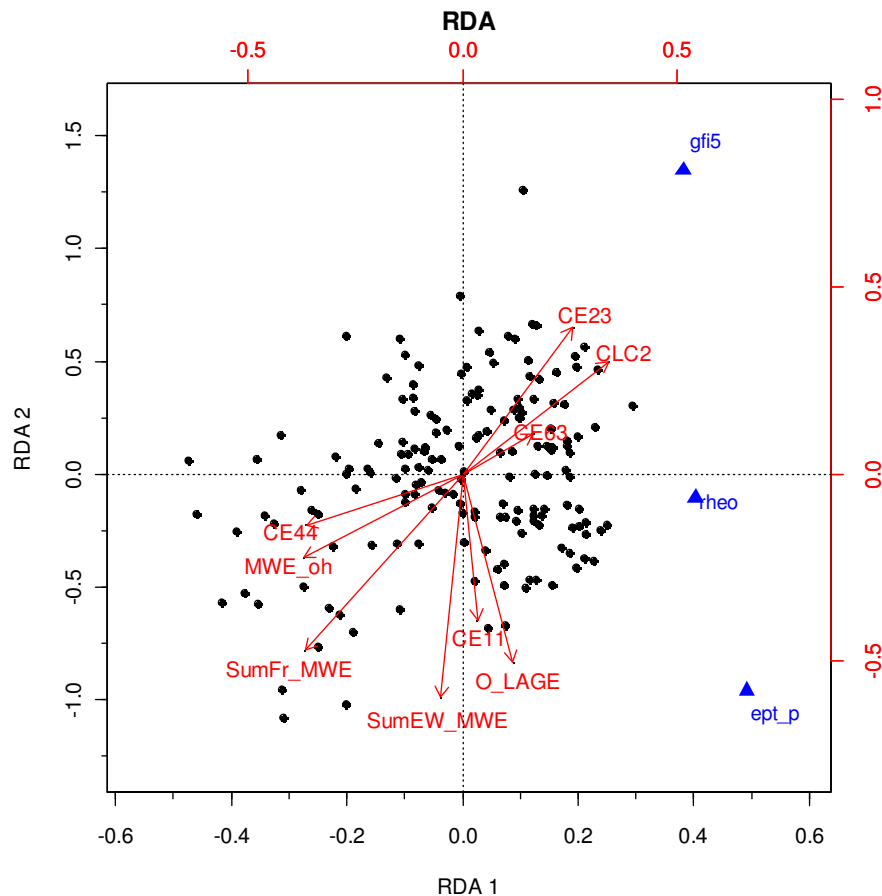


Abbildung 6-29: Triplot des RDA-Modells für den um die Ausreißer reduzierten Datensatz des Gewässertyps 5.1 (n=166; schwarze Punkte – Probestellen, blaue Dreiecke – Core-Metrics, rote Pfeile – Umweltfaktoren)

• Gewässertypen 6 und 7

Da die Core-Metrics zur Bestimmung des Moduls Allgemeine Degradation für die Gewässertypen 6 und 7 identisch sind (vgl. Tabelle 6-13), können die Datensätze gemeinsam analysiert werden. Erst bei der Erstellung der Regressionsmodelle müssen die unterschiedlichen Ankerpunkte zur Berechnung der sogenannten Scores berücksichtigt werden. Die Redundanzanalyse wird mit dem standardisierten Metrics-Datensatz für beide Gewässertypen *proben.metrics.typ67.scale* und dem entsprechenden Datensatz mit Umweltfaktoren *up.all.typ67* durchgeführt. Aus dem Metrics-Datensatz werden nur die vier relevanten Core-Metrics aus den Spalten drei bzw. vier von Tabelle 6-13 einbezogen. Als Kovariablen konnten durch die vorgeschalteten Analysen die Parameter:

- Anteil Waldfläche im Einzugsgebiet (CLC3),
- Anzahl Kläranlageneinleitungen oberhalb der Probestelle (Anz_KA),
- Summe der Jahresabwassermengen der Kläranlagen oberhalb der Probestelle (Bel_KA),
- Summe der aus den Mischwasserentlastungsanlagen entlastete jährliche Schmutzfracht (SumFr_MWE)
- Regenwasserentlastungen oberhalb der Probestelle vorhanden (RWE_oh),

- Entfernung zur nächstgelegenen Einleitestelle aus Regenwasserentlastungen (Entf_RWE),
- Laufkrümmung (CE11) sowie
- Tiefenvarianz (CE26)

identifiziert und von der Auswertung ausgeschlossen werden.

Über die erklärenden Variablen können etwa 70% der Varianz des Datensatzes erfasst werden. Auf Basis des Ergebnisses der RDA mit dem kompletten Parametersatz erfolgte eine Selektion der Parameter mit dem Ziel, durch möglichst wenige Variablen einen möglichst hohen Erklärungsanteil an der Gesamtvarianz zu erreichen. Anhand der selektierten Variablen können etwa 48% der Varianz des Datensatzes erklärt werden, wobei 94% der Varianz durch die ersten beiden RDA-Achsen abgedeckt sind. Ausgehend von diesem RDA-Modell werden für die Core-Metrics Regressionsmodelle erstellt und auf Ausreißer überprüft. Die Überprüfung hat keine Hinweise auf Ausreißer ergeben, sodass die Redundanzanalyse und die anschließende Erstellung der Regressionsmodelle jeweils mit dem kompletten Datensatz durchgeführt werden können.

Redundancy Analysis

Dataset: metrics.typ67.scale , Subdataset: up.all.typ67.red

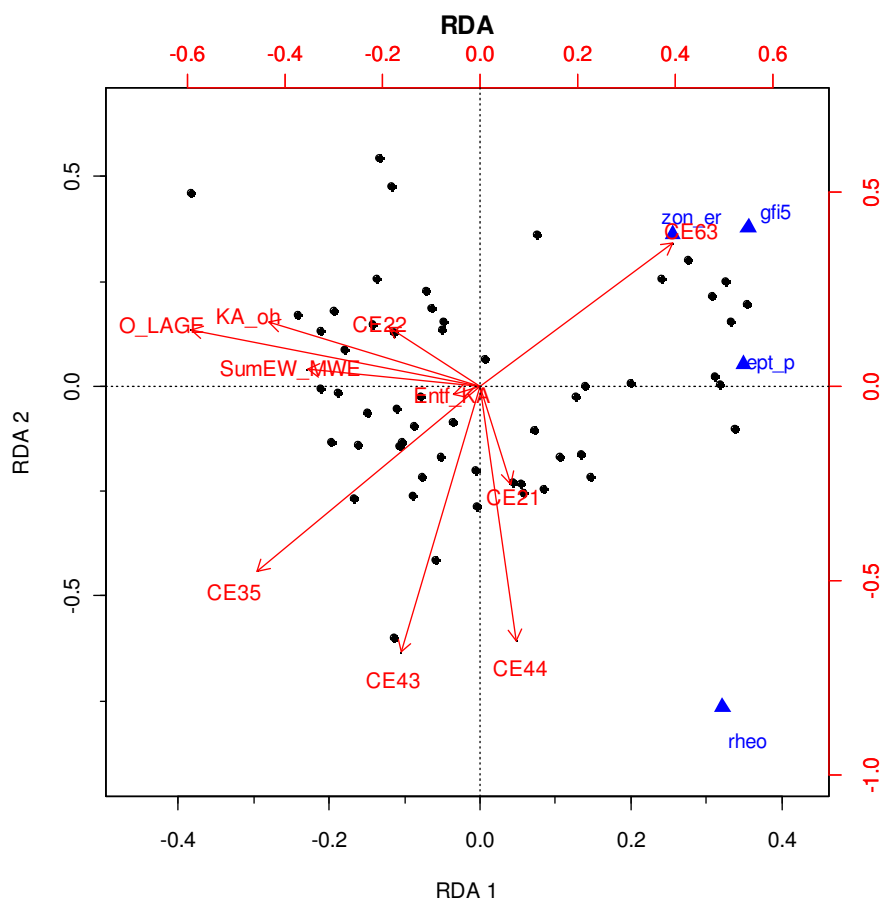


Abbildung 6-30: Triplot des RDA-Modells für den um die Ausreißer reduzierten Datensatz der Gewässertypen 6 und 7 (n=55; schwarze Punkte – Probestellen, blaue Dreiecke – Core-Metrics, rote Pfeile – Umweltfaktoren)

6.5 Gewässertypspezifische Regressionsmodelle für das Modul Allgemeine Degradation

Bei der Darstellung der Datengrundlagen konnte gezeigt werden, dass das Modul Allgemeine Degradation bei dem Großteil (~98%) der Probestellen für die Einstufung der ökologischen Zustandsklasse des Makrozoobenthos ausschlaggebend ist (s. Kapitel 4). Im vorigen Abschnitt erfolgte eine gewässertypspezifische Analyse der Umweltparameter bezogen auf bewertungsrelevanten Core-Metrics des Moduls Allgemeine Degradation. Es konnte für jeden Gewässertyp ein Parametersatz identifiziert werden, der die bestmögliche Erklärung für die Core-Metrics enthält. Auf Basis dieser Parameter kann für jeden Gewässertyp jeweils ein Regressionsmodell für die bewertungsrelevanten Core-Metrics erstellt werden. Mittels der gewässertypspezifischen Regressionsgleichungen für die Core-Metrics können dann, ausgehend von den eingehenden Parametern, sowohl jeder Core-Metric als auch die Bewertung des Moduls Allgemeine Degradation für jeden 100-m-Abschnitt eines Gewässers bestimmt werden.

Für jeden Core-Metric wird ein multiples, lineares Regressionsmodell auf der Basis folgender Gleichung erstellt:

$$Y_i^M = a_M + (b_1 \cdot x_{i,1}) + (b_2 \cdot x_{i,2}) + \dots + (b_n \cdot x_{i,n})$$

Mit :

- Y_i^M - Metric M für den Gewässerabschnitt i
- a_M - Konstante des Metrics M
- b_n - Koeffizient für den Umweltparameter $x_{i,n}$
- $x_{i,n}$ - Wert des Umweltparameters im Gewässerabschnitt i

Nach der Erstellung des Regressionsmodells kann auf verschiedene Arten die Güte des Modells überprüft werden. Eine erste Information liefert das Bestimmtheitsmaß R^2 . Je näher der Wert des Bestimmtheitsmaßes bei 1 liegt, desto besser ist die Güte des Regressionsmodells. Ist das Bestimmtheitsmaß klein, kann man die Signifikanz durch die (H_0 -)Hypothese $R^2=0$ mit der Prüfgröße F testen. In Abhängigkeit der Freiheitsgrade [=Anzahl der Probestellen – (Anzahl der Regressoren + 1)] und dem Signifikanzniveau kann der kritische Wert aus Tabellen (z. B. Fisher-Tafel) entnommen werden. Wird die Prüfgröße F bei einem Signifikanzniveau α (hier: 0,05) überschritten, wird die H_0 -Hypothese abgelehnt. Dies bedeutet, dass das Bestimmtheitsmaß R^2 ausreichend groß ist und die Erklärung des Modells wird als annehmbar eingestuft. In den Tabellen mit den Ergebnissen der Regressionsmodelle wird neben dem Bestimmtheitsmaß der p -value des F -Tests angegeben. Dieser Wert gibt direkt das Signifikanzniveau des Modells an.

Weitere Möglichkeiten die Anpassungsgüte zu kontrollieren bieten visuelle Überprüfungen der Residuen. Die Residualanalyse, bei der man die Residuen über den unabhängigen Variablen aufträgt, gibt Aufschluss über die Richtigkeit des angenommenen linearen Zusammenhangs, mögliche Ausreißer sowie Homoskedastizität bzw. Heteroskedastizität. Sind in dieser Darstellung keine erkennbaren Muster in den Residuen vorhanden, ist die Annahme der Varianzhomogenität erfüllt.

Eine weitere Variante ist die Darstellung der Residuen in Form eines Normal-Quantile-Quantile-Plots (Q-Q-Plot). Dieser Q-Q-Plot zeigt an, ob die Residuen normalverteilt sind, also auf der 45°-Linie liegen.

Die Berechnung des Moduls Allgemeine Degradation erfolgt über die Umrechnung der Core-Metrics in Scores von 0 bis 1 nach folgender Formel:

$$score_{Metric} = \frac{Metric - \text{unterer Ankerpunkt}}{\text{oberer Ankerpunkt} - \text{unterer Ankerpunkt}}$$

Dabei werden für *Metric* die Ergebnisse des jeweiligen Core-Metrics und für den unteren bzw. oberen Ankerpunkt die Werte aus Tabelle 6-16 eingesetzt.

Gewässertyp 5	Ankerpunkte		Klassengrenzen			
Core Metric	oben	unten	KG 1/2	KG 2/3	KG 3/4	KG 4/5
EPT [%] (HK)	70,00	20,00	60,00	50,00	40,00	30,00
Fauna-Index Typ 5	1,55	-1,10	1,02	0,49	-0,04	-0,57
Hyporhithral-Besiedler [%]	8,00	28,00	12,00	16,00	20,00	24,00
Rheoindex (HK)	1,00	0,60	0,92	0,84	0,76	0,68

Gewässertyp 5.1	Ankerpunkte		Klassengrenzen			
Core Metric	oben	unten	KG 1/2	KG 2/3	KG 3/4	KG 4/5
EPT [%] (HK)	70,00	20,00	60,00	50,00	40,00	30,00
Fauna-Index Typ 5	1,45	-1,10	0,94	0,43	-0,08	-0,59
Rheoindex (HK)	1,00	0,45	0,89	0,78	0,67	0,56

Gewässertyp 6	Ankerpunkte		Klassengrenzen			
Core Metric	oben	unten	KG 1/2	KG 2/3	KG 3/4	KG 4/5
EPT [%] (HK)	65,00	20,00	56,00	47,00	38,00	29,00
Fauna-Index Typ 5	1,40	-1,10	0,90	0,40	-0,10	-0,60
Epirhithral-Besiedler [%]	25,00	5,00	21,00	17,00	13,00	9,00
Rheoindex (HK)	1,00	0,45	0,89	0,78	0,67	0,56

Gewässertyp 7	Ankerpunkte		Klassengrenzen			
Core Metric	oben	unten	KG 1/2	KG 2/3	KG 3/4	KG 4/5
EPT [%] (HK)	65,00	20,00	56,00	47,00	38,00	29,00
Fauna-Index Typ 5	1,30	-1,10	0,82	0,34	-0,14	-0,62
Epirhithral-Besiedler [%]	25,00	5,00	21,00	17,00	13,00	9,00
Rheoindex (HK)	1,00	0,55	0,91	0,82	0,73	0,64

Tabelle 6-16: Ankerpunkte und Klassengrenzen der gewässertypspezifischen Core-Metrics des Moduls Allgemeine Degradation (Haase und Sundermann, 2004)

Die Verrechnung der Scores zum Ergebnis für das Modul Allgemeine Degradation erfolgt nun durch Mittelung des Core-Metrics *Fauna-Index Typ5* und dem Mittelwert der anderen Core-Metrics. Bei der Aufstellung der Regressionsmodelle können zunächst die Gewässertypen 6 und 7 gemeinsam analysiert werden, da für die Berechnung der Allgemeinen Degradation die gleichen Core-Metrics erforderlich sind (s. Tabelle 6-16). Erst bei der Umrechnung der Metrics in Scores müssen die Datensätze gewässertypspezifisch behandelt werden, da die Ankerpunkte nicht identisch sind. Die Regressionsmodelle werden im Folgenden gewässertypspezifisch dargestellt.

• Gewässertyp 5

Aus der Redundanzanalyse für den Gewässertyp 5 konnten insgesamt 14 Parameter aus den verfügbaren Umweltfaktoren extrahiert werden, die eine bestmögliche Varianzerklärung liefern. Über diese Parameter werden die vier relevanten Core-Metrics mittels linearer Regression beschrieben.

Die ermittelten Regressionskoeffizienten sind in Tabelle 6-17 aufgelistet. Ebenfalls angegeben sind das Bestimmtheitsmaß R^2 und der P-Wert des F-Tests für das Modell sowie die Signifikanzen der einzelnen Parameter. Die Regressionskoeffizienten in Tabelle 6-17 indizieren die für den jeweiligen Core-Metrics relevanten Umweltparameter. So ist für die Bestimmung des Core-Metric Faun-Index Typ5 der Regressionskoeffizient des Umweltparameters *Entf_MWE* kleiner $1 \cdot 10^{-6}$ und hat keine Auswirkungen auf das Ergebnis bei diesem Core-Metric. Dementsprechend ist auch die Signifikanz größer 0,1. Der Parameter ist nicht signifikant für diesen Core-Metric. Es ist zu erkennen, dass die Relevanz der einzelnen Umweltparameter für die jeweiligen Core-Metrics differiert, aber alle durch das Redundanzmodell erfassten Parameter von signifikanter Bedeutung für mindestens einen Metric sind. Auffällig ist auch, dass der Metric Hyporhithralbesiedler HR [%] primär durch die Umweltparameter zur Beschreibung punktueller Belastungen aus der Siedlungsentwässerung erfasst wird. Die Strukturgüteparameter werden für diesen Core-Metric als nicht signifikant eingestuft. Generell ist das für diesen Metric erstellte lineare Modell eher schwach einzustufen. Das Bestimmtheitsmaß beträgt nur $R^2=0,10$. Das Modell kann dennoch als signifikant eingestuft werden, da die Irrtumswahrscheinlichkeit des F-Tests kleiner als das Signifikanzniveau von 5% ist.

Parameter	EPT [%]		Fauna-Index Typ5		HR [%]		Rheoindex	
	Koeffizient	Signifi- kanz	Koeffizient	Signifi- kanz	Koeffizient	Signifi- kanz	Koeffizient	Signi- fikanz
Konst. (a _M)	45,8927	***	0,51877	*	21,62487	***	0,85079	***
KA_oh	-8,94667	***	-0,51271	***	0,98609	**	-0,10599	***
Entf_KA	0,00077	***	0,00003	**	0,00009		0,00001	**
Entf_MWE	-0,00038	•	0,00000		-0,00016	*	0,00000	•
SumFr_MWE	-0,00316		-0,00030	**	-0,00191	**	-0,00007	**
RWE_oh	-5,60363	*	-0,07701		-1,56376	*	-0,07867	*
Entf_RWE	-0,00008		-0,00002		0,00028	***	0,00000	
CE12	0,95454	**	0,02178		0,19342		0,00706	
CE21	6,09898	**	0,17024		0,67895		0,04137	
CE26	-3,29054	**	-0,22756	***	0,41666		-0,02542	
CE33	2,01340	***	0,07314	**	-0,05471		0,01531	*
CE41	0,44746	•	0,03495	**	-0,05460		0,00545	
CE52	-4,87763	**	-0,14323		0,19059		-0,03056	
CE53	-2,13631	***	-0,04856		-0,27085		-0,02456	**
CE61	-4,79678	*	-0,42950	**	0,18639		-0,08092	*
R ²	0,30		0,23		0,10		0,20	
p-Value	2,2*10 ⁻¹⁶		3,65*10 ⁻¹¹		0,004		1,03*10 ⁻⁸	
Signif. codes: 0 '***' 0,001 '**' 0,01 '*' 0,05 '.' 0,1 '•'								

Tabelle 6-17: Regressionskoeffizienten für die Core-Metrics des Gewässertyps 5

Beispielhaft sei hier die Regressionsgleichung für den Core-Metric EPT[%] dargestellt:

$$\begin{aligned}
 EPT[\%] = & 45,8927 - 8,94667 * KAoh + 0,00077 * EntfKA - 0,00038 * EntfMWE - 0,00316 \\
 & * SumFrMWE - 5,60363 * RWEoh - 0,00008 * EntfRWE + 0,95454 * CE12 + 6,09898 \\
 & * CE21 - 3,29054 * CE26 + 2,0134 * CE33 + 0,44746 * CE41 - 4,87763 * CE52 \\
 & - 2,13631 * CE53 - 4,79678 * CE61
 \end{aligned}$$

Die folgenden Abbildungen zeigen die Darstellungen der visuellen Residuenanalysen für die einzelnen Core-Metrics. In den jeweils links dargestellten Plots sind die Schätzfehler (Residuen) gegenüber den theoretischen (berechneten) Werten aufgetragen. Nur in Abbildung 6-34 ist ein leichter Trend erkennbar. Die Daten zeigen Anzeichen für Heteroskedizität. Die Streuung der Daten nimmt entlang der roten Ausgleichsgeraden in positiver Richtung etwas ab. Dieser Trend ist bei den anderen Residuenplots nicht erkennbar. Diese leichte Abweichung beim Rheoindex ist auch im Normal-Quantile-Quantile-Plot erkennbar. Die Probestellen im unteren Bereich fallen aus dem Rahmen und müssten bei isolierter Analyse dieses Metrics als Ausreißer markiert werden. Gegebenenfalls kann für diesen Metric bei Abschluss dieser Probestellen ein besseres Regressionsmodell erstellt werden.

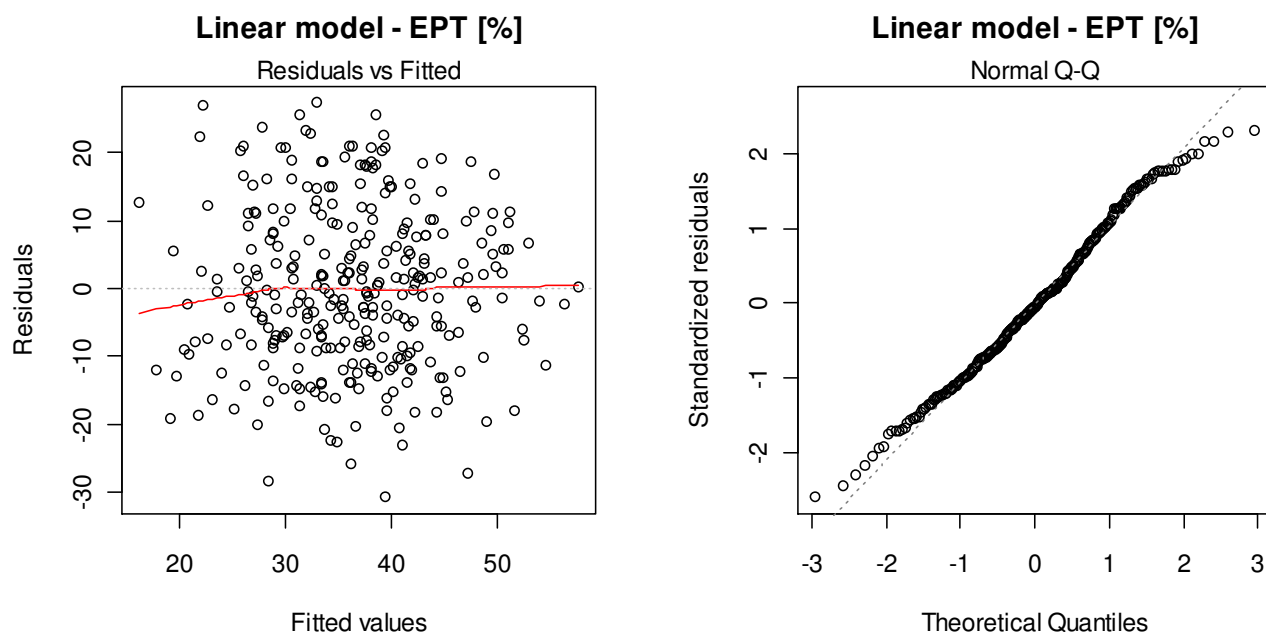


Abbildung 6-31: Residuenanalyse des linearen Modells für den Metric EPT [%]

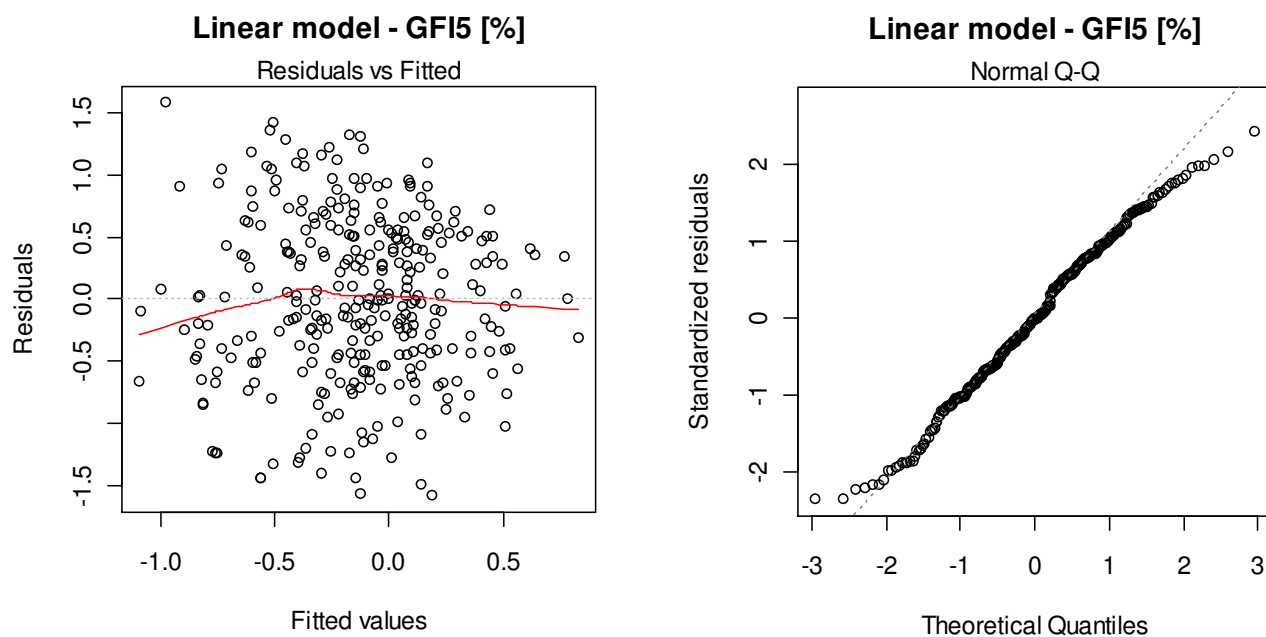


Abbildung 6-32: Residuenanalyse des linearen Modells für den Metric Fauna-Index Typ5

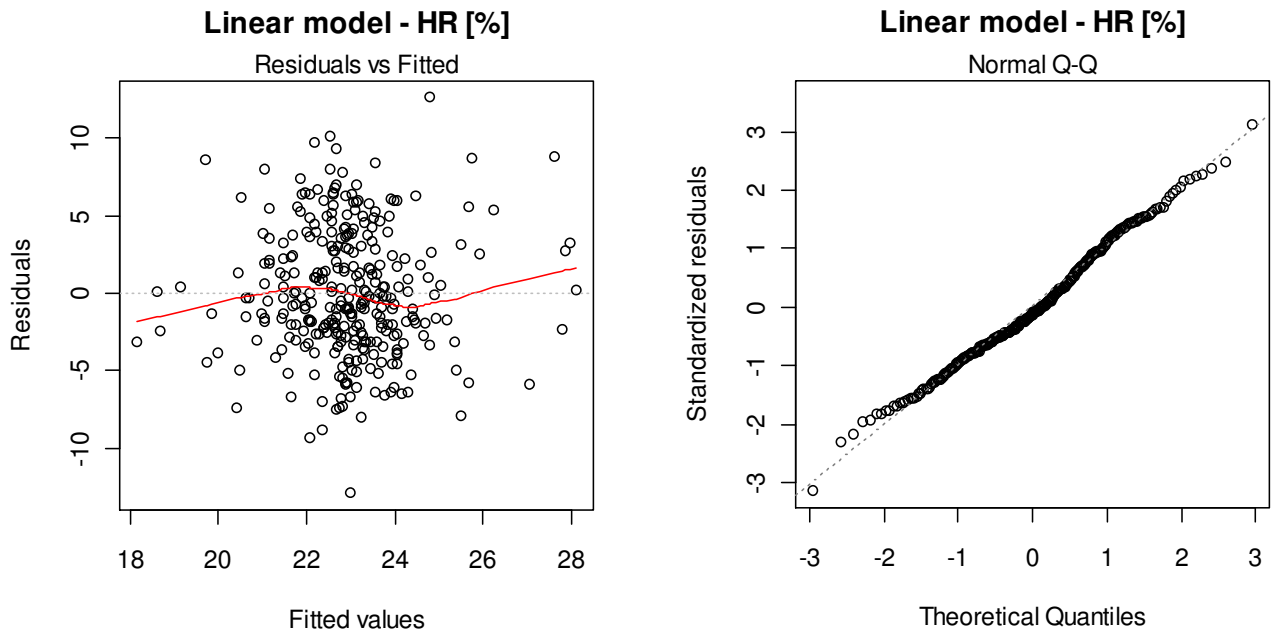


Abbildung 6-33: Residuenanalyse des linearen Modells für den Metric Hyporhithralbesiedler HR [%]

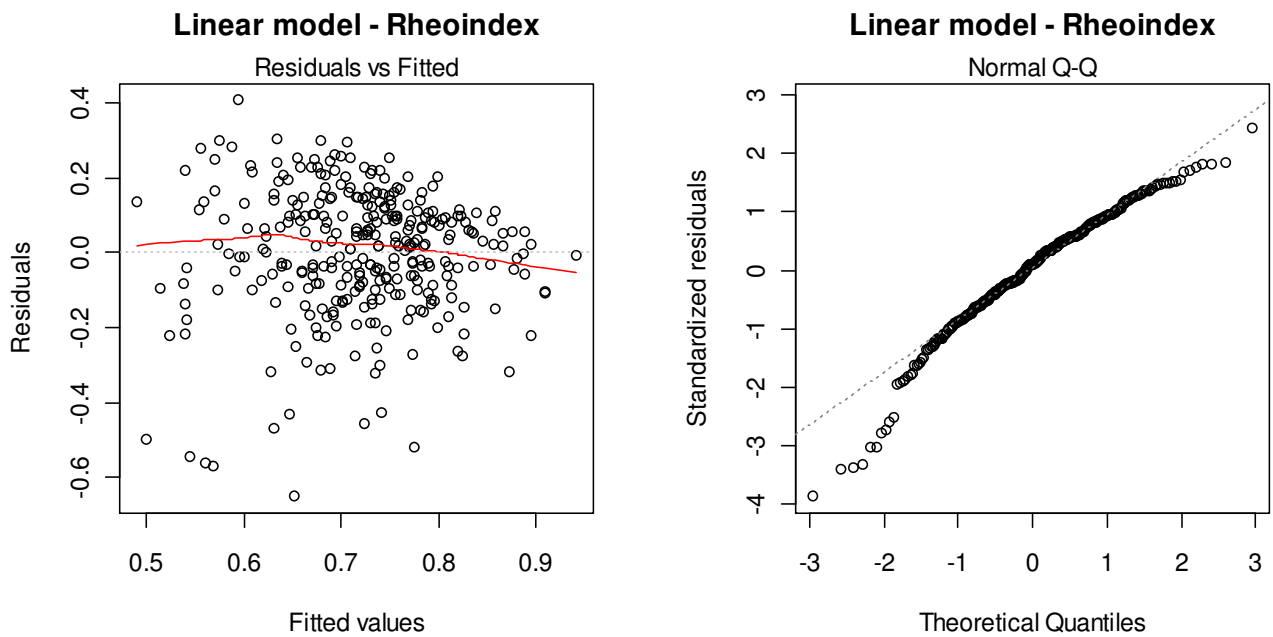


Abbildung 6-34: Residuenanalyse des linearen Modells für den Metric Rheoindex

• Gewässertyp 5.1

Als Ergebnis der Redundanzanalyse konnten für den Gewässertyp 5.1 neun Umweltparameter aus dem kompletten Datensatz Umweltparameter extrahiert werden. Über diese Parameter werden die drei für diesen Gewässertyp relevanten Core-Metrics mittels linearer Regression beschrieben. Die ermittelten Regressionskoeffizienten sind in Tabelle 6-18 aufgeführt. Ebenfalls angegeben sind das Bestimmtheitsmaß R^2 und die Irrtumswahrscheinlichkeit (p -value) des F-Tests für das Modell sowie die Signifikanzen der einzelnen Parameter. Die bei Gewässertyp 5 dargestellten Residuenanalysen sind für diesen Gewässertyp im Anhang dargestellt. Die Plots zeigen nur für den Rheoindex geringe Abweichungen und es kann davon ausgegangen werden, dass die erstellten Modelle eine ausreichend genaue Ermittlung der Core-Metrics erlauben.

Parameter	EPT [%]		Fauna-Index Typ5		Rheoindex	
	Koeffizient	Signifikanz	Koeffizient	Signifikanz	Koeffizient	Signifikanz
Konst. (a _M)	43,06834	***	0,19358		0,76508	***
CLC2	12,53877	**	0,54703	*	0,10436	*
MWE_oh	-8,86506	**	-0,33411	*	-0,05223	•
SumEW_MWE	0,00066	**	0,00002		0,00001	**
SumFr_MWE	-0,01151	*	-0,00052	*	-0,00016	**
O_LAGE	13,74838	***	0,32469	•	0,08928	*
CE11	1,93631	*	0,04513		0,01480	
CE23	13,15720	•	0,71443	*	0,13789	•
CE44	-3,70251	***	-0,11201	**	-0,02671	**
CE63	8,20433	**	0,25326	•	0,05021	•
R ²	0,25		0,15		0,17	
p-Value	9,9*10 ⁻⁷		0,001		6,4*10 ⁻⁴	
Signif. codes: 0 '***' 0,001 '**' 0,01 '*' 0,05 '.' 0,1 '•'						

Tabelle 6-18: Regressionskoeffizienten für die Core-Metrics des Gewässertyps 5.1

• Gewässertyp 6 und 7

Für die Gewässertypen 6 und 7 konnten mittels der Redundanzanalyse zehn Umweltparameter identifiziert werden, die eine gute Erklärung für die Varianz der Core-Metric liefern. Über diese Parameter werden die für diese Gewässertypen relevanten Core-Metrics mittels linearer Regression beschrieben. Die ermittelten Regressionskoeffizienten werden in folgender Tabelle aufgeführt. Ebenfalls angegeben sind das Bestimmtheitsmaß R^2 und der P-Wert des F-Tests für das Modell sowie die Signifikanzen der einzelnen Parameter. Gegenüber den anderen beiden Gewässertypen ist hier das Bestimmtheitsmaß bei allen Core-Metrics deutlich höher. Dies ist hauptsächlich auf die Homogenität der Daten zurückzuführen. Aufgrund der verhältnismäßig hohen Anzahl an Probestellen bei den Gewässertypen 5 und 5.1 sowie den vielfältigen Belastungsstrukturen ist eine starke Streuung der Daten (Metrics und Umweltparameter) vorhanden. Die Streuung der Daten zu den Probestellen in den Gewässertypen 6 und 7 ist geringer. Dies ist unter anderem auf die im Mittel kleineren Einzugsgebiete zurückzuführen. Die Probestellen weisen vor allem eine geringere Anzahl an Belastungen aus punktuellen Quellen auf, die strukturellen Belastungen sind in allen Gewässertypen vergleichbar.

Die bei Gewässertyp 5 dargestellten Residuenanalysen sind für diese Gewässertypen im Anhang dargestellt. Die Plots zeigen nur geringfügige Abweichungen und es kann davon ausgegangen werden, dass die erstellten Modelle eine ausreichend genaue Ermittlung der Core-Metrics erlauben.

Parameter	EPT [%]		Fauna-Index Typ5		ER [%]		Rheoindex	
	Koeffizient	Signi- fikanz	Koeffizient	Signi- fikanz	Koeffizient	Signi- fikanz	Koeffizient	Signifi- kanz
Konst. (a _M)	39,1779	***	0,35116		19,2746	***	0,67924	***
KA_oh	-9,51016	*	-0,67470	*	-4,40478	*	-0,20852	**
Entf_KA	0,00121	•	0,00008	•	0,00052	•	0,00002	*
SumEW_MWE	-0,00008	*	-0,00001	*	-0,00004	•	0,00000	•
O_LAGE	-7,07262		-0,41816		-0,99606		-0,20276	*
CE21	15,5239	*	0,14011		1,20636		0,23417	*
CE22	-15,6013	*	-0,16422		1,80453		-0,15104	
CE35	-11,1998	*	-0,75863	**	-1,97624		-0,05021	
CE43	-4,44752		-0,57310	**	-2,56726	•	-0,05299	
CE44	2,21062		0,28950	*	1,03134		0,05895	
CE63	7,59020	•	0,38693		3,46748	•	0,02003	*
R ²	0,53		0,54		0,32		0,51	
p-Value	1,0e ⁻⁴		5,3e ⁻⁵		0,005		1,53e ⁻⁴	
Signif. codes: 0 '***' 0,001 '**' 0,01 '*' 0,05 '.' 0,1 '•'								

Tabelle 6-19: Regressionskoeffizienten für die Core-Metrics der Gewässertypen 6 und 7

6.5.1 Überprüfung der Regressionsmodelle

Die Überprüfung der Regressionsmodelle sollte an Probestellen vorgenommen werden, die nicht in die Berechnung der Modelle einbezogen wurden. Für die Überprüfung der Modelle konnte auf die Ergebnisse von 38 Makrozoobenthosprobestellen aus den Jahren 2008 und 2009 zurückgegriffen werden, die im Rahmen der Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie beprobt wurden. Die erforderlichen Daten aus dem Monitoringprogramm sind auf dem Informationsportal zur Umsetzung Wasserrahmenrichtlinie des hessischen Ministeriums für Umwelt, Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (<http://www2.hmuelv.hessen.de/umwelt/wasser/wrrl/>; Stand: Juni 2010) verfügbar. In der Tabelle sind die erforderlichen Informationen für die Anwendung der Regressionsmodelle vorhanden. Die Tabelle enthält die Ergebnisse aus Perlodes (sowohl die Metricswerte als auch die gewässertypspezifisch transformierten Scores), die ID-GIS sowie den Rechtswert und Hochwert der Probestellen. Aus den Ortsangaben (Rechtswert, Hochwert und ID-GIS) können die erforderlichen Eingangsparameter für die Regressionsmodelle aus der Datenbank Umweltparameter unter Zuhilfenahme der aufgestellten GIS-Datenbank extrahiert werden. Die folgenden Tabellen geben einen tabellarischen Überblick der gemessenen Core-Metrics zu den prognostizierten Werten.

Tabelle 6-20 zeigt die Ergebnisse des Vergleichs für den Core-Metric EPT. Von den 38 Probestellen wird bei diesem Core-Metric die Zustandsklasse in 12 Fällen richtig eingestuft. Bei 20 Probestellen weicht die Einstufung um eine Qualitätsstufe ab. Fünf Probestellen werden um zwei bzw. in einem Fall um drei Stufen zu schlecht prognostiziert. Damit beträgt die Abweichung der Zustandsklassen bezogen auf den kompletten Datensatz (38 Probestellen mit 5 Bewertungsstufen = 190 Abweichungsstufen) 17%. Der Mittelwert der absoluten Abweichungen des Core-Metrics beträgt 21%. Die besten Ergebnisse für diesen Metric erhält man beim Gewässertyp 5.1. Bei diesem Gewässertyp weichen die prognostizierten Metricswerte im Mittel 11% von den Beprobungsergebnissen ab und bei neun der 14 Probestellen wird die Zustandsklasse richtig eingestuft.

In Tabelle 6-21 sind die Ergebnisse des Vergleichs für den Core-Metric GFI (Fauna –Index Typ5) dargestellt. Die Zustandsklasse dieses Metrics wird in zehn von 38 Probestellen richtig eingestuft. Zwei Probestellen werden um eine Qualitätsklasse überschätzt, 15 um eine Klasse zu schlecht eingestuft. Elf

Probestellen weichen bei der Prognose um mindestens zwei Zustandsklassen von den Bewertungsergebnissen ab. Die Abweichung der Zustandsklasse des Prognosemodells beträgt bezogen auf den kompletten Datensatz 22%. Ein Drittel der Probestellen des Gewässertyps 5 werden mindestens zwei Klassen zu schlecht eingestuft. Die mittlere absolute Abweichung der Metricswerte beträgt 23%. Die verhältnismäßig beste Einstufung gelingt mit dem Regressionsmodell für den Gewässertyp 5.1.

Die Differenzen zwischen dem Regressionsmodell und den Bewertungsergebnissen aus dem Monitoringprogramm für den Metric Rheoindex sind in Tabelle 6-21 aufgeführt. Die Zustandsklasse dieses Metrics wird in nur sechs von den 38 Probestellen richtig eingestuft. Bei vier Probestellen erfolgt die Einstufung um eine Klasse zu hoch, bei zwölf Probestellen um eine Klasse zu niedrig. Sieben Probestellen weichen bei der Prognose um zwei Zustandsklassen von den Bewertungsergebnissen ab und ein relativ hoher Anteil von neun Probestellen wird um drei Zustandsklassen zu schlecht eingestuft. Bei diesem Metric beträgt die Abweichung der prognostizierten Zustandsklassen zum Bewertungsergebnis der Beprobungen 30%. Die mittlere absolute Abweichung beträgt 28%.

Tabelle 6-23 und Tabelle 6-24 enthalten die typspezifischen Core-Metric zur Zonierungspräferenz der Gewässertypen 5 (Hyporhithralbesiedler HR[%]) und den Gewässertypen 6 und 7 (Epirhithralbesiedler ER[%]). Die Einstufung der Zustandsklasse für den Metric HR des Gewässertyps 5 ergibt bei 11 von 21 Probestellen keine Abweichung. Alle anderen Probestellen des Gewässertyps 5 weichen um nur eine Zustandsklasse ab. Die mittlere absolute Abweichung der mit dem Regressionsmodell berechneten Metricswerte von den Werten der Beprobungen beträgt 12%.

Der Metric ER [%] für die Gewässertypen 6 und 7 (Tabelle 6-24) kann nur an drei Probestellen überprüft werden. Rückschlüsse auf die Güte des Modells anhand dieser Überprüfung sind daher nicht zweckmäßig, werden aber zur Vollständigkeit wiedergegeben.

MZB-Probestelle		Regressionsmodell			MZB-Bewertung Perloides			Abweichungen	
Typ	ID_Gis	EPT	Score EPT	ZKL EPT	EPT	Score EPT	ZKL EPT	EPT	ZKL EPT
5	24894_ab_121	37,48	0,35	4	50,00	0,60	3	-25%	1
5	25868_ab_8	30,61	0,21	4	47,48	0,55	3	-34%	1
5	2586_ab_211	44,64	0,49	3	56,67	0,73	2	-24%	1
5	2584_ab_409	40,97	0,42	3	55,92	0,72	2	-30%	1
5	258472_ab_32	38,19	0,36	4	58,97	0,78	2	-42%	2
5	258498_ab_15	41,06	0,42	3	50,45	0,61	2	-19%	1
5	258394_ab_59	33,41	0,27	4	46,90	0,54	3	-27%	1
5	25854_ab_19	30,02	0,20	4	39,83	0,40	4	-20%	0
5	25832_ab_48	32,95	0,26	4	52,94	0,66	2	-40%	2
5	258186_ab_55	41,70	0,43	3	71,07	1,00	1	-57%	2
5	25824_ab_82	39,23	0,38	4	43,85	0,48	3	-10%	1
5	25834_ab_67	25,14	0,10	5	33,33	0,27	4	-17%	1
5	258146_ab_35	36,94	0,34	4	55,34	0,71	2	-37%	2
5	258592_ab_13	41,76	0,44	3	56,12	0,72	2	-28%	1
5	4236_ab_287	41,65	0,43	3	51,58	0,63	2	-20%	1
5	2484852_ab_16	52,27	0,65	2	44,44	0,49	3	16%	-1
5	2492_ab_156	52,84	0,66	2	47,24	0,54	3	12%	-1
5	2496_ab_125	30,79	0,22	4	38,65	0,37	4	-15%	0
5	249742_ab_31	38,04	0,36	4	28,33	0,17	5	19%	-1
5	2516_ab_33	54,51	0,69	2	43,65	0,47	3	22%	-1
5	25844_ab_49	26,02	0,12	5	60,215	0,8	2	-68%	3
5.1	258334_ab_163	51,26	0,63	2	46,72	0,53	3	10%	-1
5.1	25826_ab_153	46,75	0,53	3	41,13	0,42	3	11%	0
5.1	258284_ab_75	39,04	0,38	4	41,98	0,44	3	-6%	1
5.1	4236_ab_48	36,89	0,34	4	47,62	0,55	3	-21%	1
5.1	42514_ab_14	41,61	0,43	3	46,99	0,54	3	-11%	0
5.1	424_ab_112	49,01	0,58	3	43,84	0,48	3	10%	0
5.1	427512_ab_25	45,65	0,51	3	50,00	0,60	3	-9%	0
5.1	42732_ab_28	42,86	0,46	3	44,74	0,49	3	-3%	0
5.1	42252_ab_53	50,93	0,62	2	61,77	0,84	1	-22%	1
5.1	42676_ab_8	51,28	0,63	2	58,62	0,77	2	-14%	0
5.1	42596_ab_101	55,57	0,71	2	54,00	0,68	2	3%	0
5.1	428832_ab_87	39,90	0,40	4	47,92	0,56	3	-16%	1
5.1	23896_ab_237	44,15	0,48	3	47,58	0,55	3	-7%	0
5.1	23896_ab_255	42,59	0,45	3	46,59	0,53	3	-8%	0
6	247632_ab_24	28,83	0,20	5	37,21	0,38	4	-18%	1
7	418_ab_164	49,42	0,65	2	55,41	0,79	2	-14%	0
7	418_ab_298	28,96	0,20	5	47,06	0,60	3	-40%	2

Tabelle 6-20: Vergleich des Regressionsmodells mit den Ergebnissen der MZB-Beprobung für den Core-Metric EPT [%] (ZKL – Zustandsklasse)

MZB-Probestelle		Regressionsmodell			MZB-Bewertung Perloides			Abweichungen		
Typ	ID_Gis	GFI5	Score GFI5	ZKL GFI5	GFI5	Score GFI5	ZKL GFI5	GFI5	ZKL GFI5	
5	24894_ab_121	0,01	0,42	3	1,12	0,84	1	-42%	2	
5	25868_ab_8	-0,41	0,26	4	0,62	0,65	2	-39%	2	
5	2586_ab_211	0,37	0,55	3	1,24	0,88	1	-33%	2	
5	2584_ab_409	0,25	0,51	3	1,09	0,83	1	-32%	2	
5	258472_ab_32	-0,04	0,40	4	1,03	0,80	2	-40%	2	
5	258498_ab_15	-0,12	0,37	4	1,28	0,90	1	-53%	3	
5	258394_ab_59	-0,39	0,27	4	0,83	0,73	2	-46%	2	
5	25854_ab_19	-0,44	0,25	4	-0,03	0,40	4	-15%	0	
5	25832_ab_48	-0,51	0,22	4	0,43	0,58	3	-36%	1	
5	258186_ab_55	-0,03	0,40	3	0,59	0,64	2	-24%	1	
5	25824_ab_82	-0,04	0,40	4	0,49	0,60	3	-20%	1	
5	25834_ab_67	-0,82	0,11	5	-0,12	0,37	4	-26%	1	
5	258146_ab_35	-0,03	0,40	3	0,41	0,57	3	-17%	0	
5	258592_ab_13	0,15	0,47	3	0,90	0,75	2	-28%	1	
5	4236_ab_287	0,10	0,45	3	0,21	0,50	3	-5%	0	
5	2484852_ab_16	0,44	0,58	3	0,91	0,76	2	-18%	1	
5	2492_ab_156	0,56	0,62	2	0,69	0,68	2	-6%	0	
5	2496_ab_125	-0,51	0,22	4	0,11	0,46	3	-24%	1	
5	249742_ab_31	-0,17	0,35	4	-0,08	0,38	4	-3%	0	
5	2516_ab_33	0,53	0,61	2	0,74	0,69	2	-8%	0	
5	25844_ab_49	-0,63	0,18	5	-0,162	0,35	4	-17%	1	
5.1	258334_ab_163	0,32	0,56	3	1,02	0,83	1	-27%	2	
5.1	25826_ab_153	0,25	0,53	3	0,65	0,68	2	-15%	1	
5.1	258284_ab_75	-0,01	0,43	3	-0,11	0,39	4	4%	-1	
5.1	4236_ab_48	-0,04	0,42	3	0,21	0,51	3	-9%	0	
5.1	42514_ab_14	0,13	0,48	3	0,41	0,59	3	-11%	0	
5.1	424_ab_112	0,01	0,43	3	0,54	0,64	2	-21%	1	
5.1	427512_ab_25	0,25	0,53	3	0,80	0,74	2	-21%	1	
5.1	42732_ab_28	0,08	0,46	3	0,78	0,74	2	-28%	1	
5.1	42252_ab_53	0,37	0,58	3	0,88	0,77	2	-19%	1	
5.1	42676_ab_8	0,50	0,63	2	0,48	0,62	2	1%	0	
5.1	42596_ab_101	0,56	0,65	2	0,03	0,44	3	21%	-1	
5.1	428832_ab_87	-0,11	0,39	4	0,17	0,50	3	-11%	1	
5.1	23896_ab_237	0,21	0,51	3	0,47	0,61	2	-10%	1	
5.1	23896_ab_255	0,19	0,51	3	1,00	0,82	1	-31%	2	
6	247632_ab_24	-0,87	0,09	5	0,47	0,63	2	-54%	3	
7	418_ab_164	0,54	0,68	2	0,71	0,75	2	-7%	0	
7	418_ab_298	-1,04	0,02	5	-0,12	0,41	3	-39%	2	

Tabelle 6-21: Vergleich des Regressionsmodells mit den Ergebnissen der MZB-Beprobung für den Core-Metric Fauna-Index Typ5 GFI5 (ZKL – Zustandsklasse)

MZB-Probestelle		Regressionsmodell			MZB-Bewertung Perloides			Abweichungen	
Typ	ID_Gis	Rheo-index	Score Rheo	ZKL Rheo	Rheo-index	Score Rheo	ZKL Rheo	Rheo--index	ZKL Rheo
5	24894_ab_121	0,73	0,31	4	0,92	0,81	1	-50%	3
5	25868_ab_8	0,67	0,18	5	0,85	0,62	2	-44%	3
5	2586_ab_211	0,81	0,53	3	0,96	0,91	1	-38%	2
5	2584_ab_409	0,73	0,33	4	0,96	0,89	1	-56%	3
5	258472_ab_32	0,70	0,25	4	0,95	0,87	1	-62%	3
5	258498_ab_15	0,73	0,33	4	0,97	0,92	1	-59%	3
5	258394_ab_59	0,69	0,23	4	0,89	0,72	2	-49%	2
5	25854_ab_19	0,66	0,14	5	0,76	0,41	3	-27%	2
5	25832_ab_48	0,68	0,19	5	0,88	0,70	2	-51%	3
5	258186_ab_55	0,77	0,43	3	0,95	0,87	1	-44%	2
5	25824_ab_82	0,74	0,35	4	0,92	0,81	1	-46%	3
5	25834_ab_67	0,54	0,00	5	0,71	0,29	4	-29%	1
5	258146_ab_35	0,73	0,34	4	0,84	0,61	2	-27%	2
5	258592_ab_13	0,78	0,46	3	0,97	0,92	1	-46%	2
5	4236_ab_287	0,77	0,43	3	0,85	0,62	2	-19%	1
5	2484852_ab_16	0,90	0,74	2	0,86	0,66	2	8%	0
5	2492_ab_156	0,90	0,74	2	0,88	0,70	2	4%	0
5	2496_ab_125	0,68	0,21	4	0,80	0,49	3	-28%	1
5	249742_ab_31	0,75	0,37	4	0,61	0,03	5	34%	-1
5	2516_ab_33	0,91	0,77	2	0,93	0,81	1	-4%	1
5	25844_ab_49	0,60	0,00	5	0,891	0,73	2	-73%	3
5.1	258334_ab_163	0,84	0,70	2	0,94	0,85	1	-15%	1
5.1	25826_ab_153	0,81	0,66	2	0,89	0,72	2	-6%	0
5.1	258284_ab_75	0,75	0,55	3	0,86	0,64	2	-9%	1
5.1	4236_ab_48	0,75	0,55	3	0,78	0,44	3	11%	0
5.1	42514_ab_14	0,76	0,57	3	0,86	0,64	2	-7%	1
5.1	424_ab_112	0,80	0,63	2	0,80	0,50	3	13%	-1
5.1	427512_ab_25	0,80	0,64	2	0,83	0,58	3	6%	-1
5.1	42732_ab_28	0,77	0,58	3	0,84	0,61	2	-3%	1
5.1	42252_ab_53	0,83	0,69	2	0,96	0,91	1	-22%	1
5.1	42676_ab_8	0,83	0,69	2	0,93	0,83	1	-14%	1
5.1	42596_ab_101	0,86	0,74	2	0,89	0,73	2	1%	0
5.1	428832_ab_87	0,75	0,54	3	0,85	0,63	2	-9%	1
5.1	23896_ab_237	0,78	0,61	2	0,82	0,56	3	5%	-1
5.1	23896_ab_255	0,77	0,59	3	0,99	0,96	1	-37%	2
6	247632_ab_24	0,73	0,51	3	0,81	0,65	2	-14%	1
7	418_ab_164	0,86	0,65	2	0,90	0,78	2	-13%	0
7	418_ab_298	0,46	0,00	5	0,83	0,62	2	-62%	3

Tabelle 6-22: Vergleich des Regressionsmodells mit den Ergebnissen der MZB-Beprobung für den Core-Metric Rheoindex (ZKL – Zustandsklasse)

MZB-Probestelle		Regressionsmodell			MZB-Bewertung Perloides			Abweichungen	
Typ	ID_Gis	HR [%]	Score HR	ZKL HR	HR [%]	Score HR	ZKL HR	HR	ZKL HR
5	24894_ab_121	21,14	0,34	4	17,52	0,52	3	-18%	1
5	25868_ab_8	23,47	0,23	4	23,77	0,21	4	2%	0
5	2586_ab_211	22,11	0,29	4	20,78	0,36	4	-7%	0
5	2584_ab_409	19,84	0,41	3	18,16	0,49	3	-8%	0
5	258472_ab_32	21,86	0,31	4	20,86	0,36	4	-5%	0
5	258498_ab_15	23,65	0,22	4	18,22	0,49	3	-27%	1
5	258394_ab_59	22,92	0,25	4	27,80	0,01	5	24%	-1
5	25854_ab_19	23,76	0,21	4	23,25	0,24	4	-3%	0
5	25832_ab_48	23,92	0,20	4	28,22	0,00	5	20%	-1
5	258186_ab_55	23,96	0,20	4	24,81	0,16	5	4%	-1
5	25824_ab_82	23,24	0,24	4	24,93	0,15	5	9%	-1
5	25834_ab_67	20,42	0,38	4	26,43	0,08	5	30%	-1
5	258146_ab_35	22,23	0,29	4	23,17	0,24	4	5%	0
5	258592_ab_13	22,88	0,26	4	21,65	0,32	4	-6%	0
5	4236_ab_287	22,71	0,26	4	25,37	0,13	5	13%	-1
5	2484852_ab_16	23,40	0,23	4	20,35	0,38	4	-15%	0
5	2492_ab_156	23,20	0,24	4	24,07	0,20	5	4%	-1
5	2496_ab_125	24,90	0,15	5	30,23	0,00	5	15%	0
5	249742_ab_31	24,03	0,20	5	20,88	0,36	4	-16%	1
5	2516_ab_33	23,29	0,24	4	20,42	0,38	4	-14%	0
5	25844_ab_49	22,41	0,28	4	23,671	0,22	4	6%	0

Tabelle 6-23: Vergleich des Regressionsmodells mit den Ergebnissen der MZB-Beprobung für den Core-Metric Hyporhithralbesiedler HR (nur Gewässertyp 5; ZKL – Zustandsklasse)

MZB-Probestelle		Regressionsmodell			MZB-Bewertung Perloides			Abweichungen	
Typ	ID_Gis	ER [%]	Score ER	ZKL ER	ER [%]	Score ER	ZKL ER	ER	ZKL ER
6	247632_ab_24	15,65	0,53	3	17,08	0,60	3	-7%	0
7	418_ab_164	21,94	0,85	1	11,14	0,31	4	54%	-3
7	418_ab_298	12,96	0,40	4	19,00	0,70	2	-30%	2

Tabelle 6-24: Vergleich des Regressionsmodells mit den Ergebnissen der MZB-Beprobung für den Core-Metric Epirhithralbesiedler ER (nur Gewässertypen 6 und 7; ZKL – Zustandsklasse)

Das Modul Allgemeine Degradation wird durch Mittelung des Fauna-Index-Ergebnisses (Score GF15) und des Mittelwerts der Scores der anderen Core-Metrics berechnet. Die über die Regressionsmodelle berechneten Scores und daraus abgeleitet die Zustandsklassen für die Allgemeine Degradation sind in Tabelle 6-25 dargestellt. Insgesamt wird die Zustandsklasse für das Modul bei 17 von 38 Probestellen richtig eingestuft. 16 Probestellen werden um eine Zustandsklasse zu schlecht, vier Probestellen um eine Klasse zu gut eingestuft. Nur eine Probestelle wird um zwei Klassen zu schlecht eingestuft. Damit beträgt die relative Abweichung der Zustandsklassen 11%. Die mittlere absolute Abweichung zwischen den prognostizierten Scores und den Bewertungsscores des Monitorings beträgt 15%.

MZB-Probestelle		Regressionsmodell		MZB-Bewertung Perloides		Abweichungen	
Typ	ID_Gis	Score AD	ZKL AD	Score AD	ZKL AD	Score AD	ZKL AD
5	24894_ab_121	0,59	3	0,74	2	-16%	1
5	25868_ab_8	0,69	2	0,56	3	13%	-1
5	2586_ab_211	0,53	3	0,77	2	-25%	1
5	2584_ab_409	0,48	3	0,77	2	-29%	1
5	258472_ab_32	0,42	3	0,74	2	-32%	1
5	258498_ab_15	0,44	3	0,79	2	-35%	1
5	258394_ab_59	0,34	4	0,58	3	-24%	1
5	25854_ab_19	0,31	4	0,38	4	-6%	0
5	25832_ab_48	0,32	4	0,52	3	-20%	1
5	258186_ab_55	0,48	3	0,66	2	-18%	1
5	25824_ab_82	0,45	3	0,54	3	-9%	0
5	25834_ab_67	0,17	5	0,29	4	-12%	1
5	258146_ab_35	0,43	3	0,55	3	-11%	0
5	258592_ab_13	0,51	3	0,70	2	-19%	1
5	4236_ab_287	0,49	3	0,48	3	1%	0
5	2484852_ab_16	0,65	2	0,64	2	2%	0
5	2492_ab_156	0,67	2	0,58	3	9%	-1
5	2496_ab_125	0,32	4	0,37	4	-5%	0
5	249742_ab_31	0,43	3	0,28	4	15%	-1
5	2516_ab_33	0,68	2	0,62	2	6%	0
5	25844_ab_49	0,23	4	0,47	3	-24%	1
5.1	258334_ab_163	0,61	2	0,76	2	-15%	0
5.1	25826_ab_153	0,56	3	0,63	2	-6%	1
5.1	258284_ab_75	0,44	3	0,47	3	-2%	0
5.1	4236_ab_48	0,43	3	0,50	3	-7%	0
5.1	42514_ab_14	0,49	3	0,59	3	-10%	0
5.1	424_ab_112	0,52	3	0,57	3	-5%	0
5.1	427512_ab_25	0,55	3	0,67	2	-11%	1
5.1	42732_ab_28	0,49	3	0,65	2	-15%	1
5.1	42252_ab_53	0,62	2	0,82	2	-21%	0
5.1	42676_ab_8	0,64	2	0,71	2	-7%	0
5.1	42596_ab_101	0,69	2	0,57	3	12%	-1
5.1	428832_ab_87	0,43	3	0,55	3	-12%	0
5.1	23896_ab_237	0,53	3	0,58	3	-5%	0
5.1	23896_ab_255	0,51	3	0,78	2	-27%	1
6	247632_ab_24	0,25	4	0,59	3	-33%	1
7	418_ab_164	0,70	2	0,69	2	1%	0
7	418_ab_298	0,11	5	0,53	3	-41%	2

Tabelle 6-25: Vergleich des Regressionsmodells mit den Ergebnissen der MZB-Beprobung für das Modul Allgemeine Degradation AD (ZKL – Zustandsklasse)

Insgesamt sind die Ergebnisse der Regressionsmodelle nach der Überprüfung als gut einzustufen. Die Abweichungen der einzelnen Core-Metrics differieren. Das schlechteste Ergebnis liefert das Regressionsmodell für den Metric Rheoindex. Nur etwa jede sechste Probestelle wird aufgrund des Regressionsmodells für den Rheoindex richtig eingestuft. Die Einstufung von 16 Probestellen fällt um mindestens zwei Zustandsklassen zu schlecht aus. Bei der Überprüfung des Core-Metrics EPT [%] werden zwölf der 38 Probestellen anhand des Regressionsmodells in die richtige Zustandsklasse eingestuft. 20 Probestellen weichen nur um eine Zustandsklasse von den Monitoringergebnissen ab. Der anhand des Regressionsmodells bestimmte Fauna-Index Typ5 weicht, bezogen auf die Zustandsklassen um 21,6% von den Bewertungsergebnissen des Monitoringprogramms ab. Der Core-Metric Hyporhithralbesiedler HR [%] ist nur für den Gewässertyp 5 relevant. Bei der Überprüfung des Regressionsmodells wird mit dem Modell die Zustandsklasse von elf der 21 Probestellen im Gewässertyp richtig klassifiziert. Die mittlere absolute Abweichung der berechneten Metricswerte beträgt nur 12%. Die Abweichungen des Modells für diesen Metric sind als sehr gering einzustufen.

Die Gesamtbewertung des Moduls Allgemeine Degradation weicht bei den Scores im Mittel um 15% ab und die relative Abweichung der Zustandsklassen beträgt 11%. Nur etwa jede zehnte Probestelle wird demnach falsch eingestuft. Eine Abweichung von zwei Zustandsklassen ist nur bei etwa jeder 50. Probestelle zu erwarten. Die Ergebnisse der Regressionsmodelle an den 38 Probestellen bilden die Ergebnisse des Monitorings gut ab. Hierbei ist zu beachten, dass die den Modellen zugrunde liegende Datenstruktur der Probestellen stark durch Probestellen mit überwiegend unbefriedigendem bis schlechtem ökologischen Zustand geprägt ist. Die Komplexität und Vielfältigkeit der möglichen Belastungen bei Probestellen dieser Zustandsklassen, die durch Überlagerungen verstärkt wird, führt dazu, dass die Effekte der unterschiedlichen Einflussfaktoren nur schwer zu differenzieren sind. Dennoch ermöglichen die erstellten Modelle auf der Basis verhältnismäßig weniger Einflussparameter eine gute Schätzung der Zustandsklassen und Scores, sowohl einzelner Core-Metrics als auch des integralen Moduls Allgemeine Degradation.

6.6 Anwendungsbeispiel

Anhand des folgenden Beispiels für das Einzugsgebiet der oberen Modau (WK 23962.2) werden Anwendungsmöglichkeiten der Regressionsmodelle dargestellt. Die Modau ist ein grobmaterialreicher, silikatischer Mittelgebirgsbach (Gewässertyp 5) und entspringt im westlichen Odenwald ca. 1 km nördlich der Neunkircher Höhe (605 müNN). Sie verläuft bis kurz hinter Brandau in westlicher und von dort in zahlreichen Windungen in nördlicher Richtung durch die Ortschaften Brandau, Hoxhohl, Ernthofen, Ober- und Nieder-Modau. Kurz vor der Ortschaft Ober-Ramstadt wird die Modau im Hochwasserrückhaltebecken (HRB) Ober-Ramstadt aufgestaut. In der Ortschaft Ober-Ramstadt knickt die Modau Richtung Westen und durchfließt Nieder-Ramstadt und Eberstadt. Das Einzugsgebiet der Oberen Modau bis Eberstadt beträgt ca. 92 km², die Fließlänge ca. 28 km. Die Landnutzung im Einzugsgebiet der Oberen Modau ist landwirtschaftlich geprägt. Etwa die Hälfte der Flächen lassen sich landwirtschaftlichen Nutzungen zuordnen, 37% der Flächen sind Laub- und Mischwälder, der Siedlungsflächenanteil beträgt etwa 13%. Neben den massiven Eingriff durch das im Dauerstau betriebene Hochwasserrückhaltebecken bei Ober-Ramstadt ist die Modau im kompletten Verlauf zwischen Quelle und Eberstadt stark durch morphologische Veränderungen und Querbauwerke in ihrer natürlichen Dynamik gestört. Insgesamt leben im Einzugsgebiet rund 63.000 EW, die größtenteils an die Kanalisation angeschlossen sind. Das Gewässer wird durch insgesamt 4 Kläranlagen und 68 Regenentlastungsanlagen stofflich und hydraulisch beeinträchtigt. Durch den hohen Anteil an landwirtschaftlichen Nutzflächen wird das Gewässer zudem durch den Eintrag von Pflanzenschutzmitteln und Nährstoffen belastet.

Für die Modau und die zwei Zuflüsse Beerbach und Neutscher Bach werden auf Basis der für den Gewässertyp 5 erstellten Regressionsmodelle für jeden 100-m-Abschnitt die Metricswerte der bewertungsrelevanten Core-Metrics berechnet. Die Metricswerte werden in die Scores transformiert und zur

Gesamtbewertung des Moduls Allgemeine Degradation verrechnet. Die Abbildung 6-35 zeigt als Ergebnis der Berechnungen die Zustandsklasse des Moduls Allgemeine Degradation für jeden 100-m-Abschnitt. Ebenfalls kartiert sind die Ergebnisse von mehreren Makrozoobenthosbeprobungen, die im Rahmen eines Pilotprojekts zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Hessen (Günther et al., 2007) in den Jahren 2006 und 2007 durchgeführt wurden.

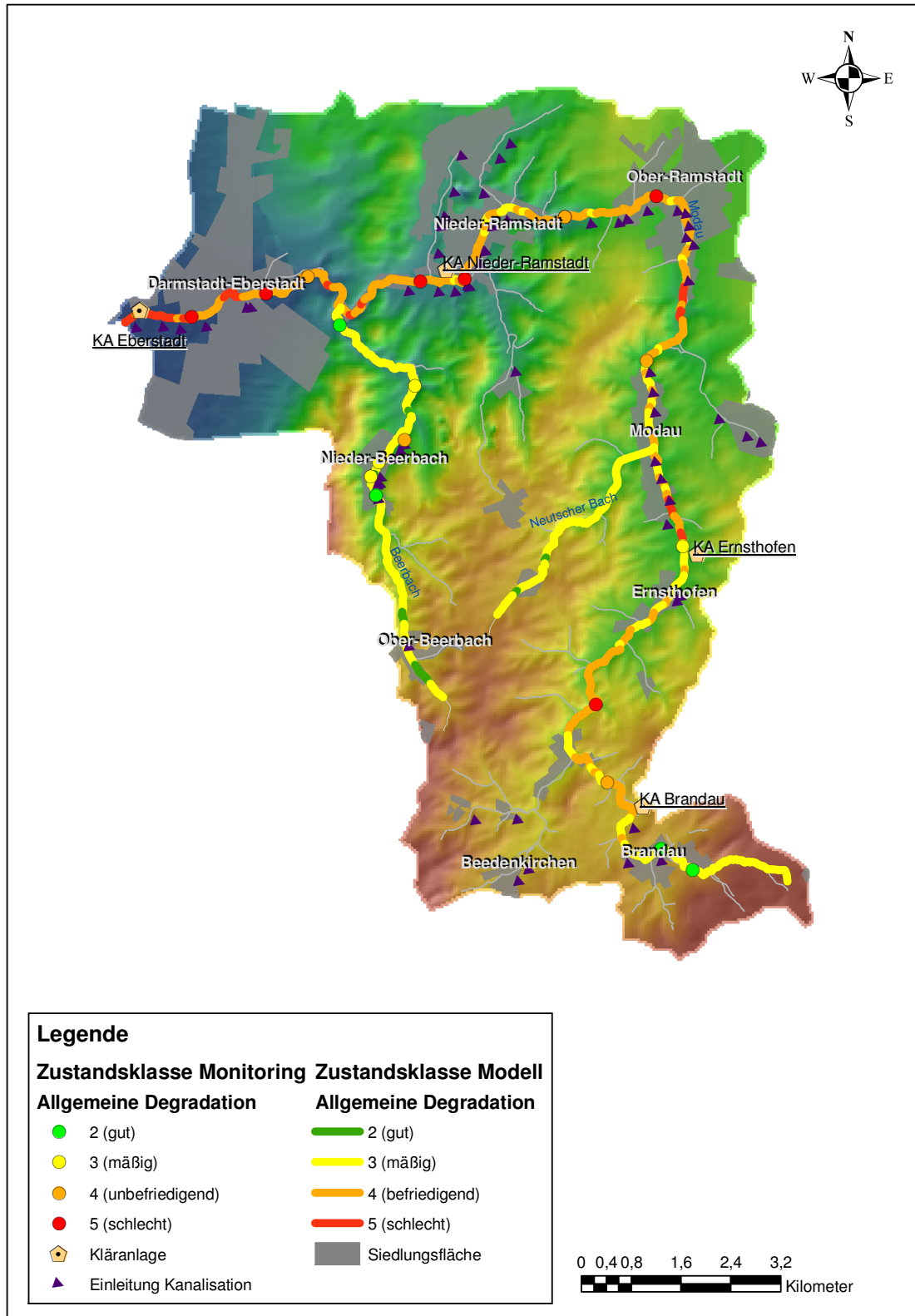


Abbildung 6-35: Einzugsgebiet der oberen Modau mit den Ergebnissen des Regressionsmodells für den Gewässertyp 5

Die Entwicklung der Zustandsklasse der Allgemeinen Degradation entlang des Fließwegs der Modau und ihrer Zuflüsse wird gut wiedergegeben. In zehn Abschnitten, für die Monitoringergebnisse vorliegen, wird die Zustandsklasse richtig prognostiziert. Bei zehn weiteren Probestellen beträgt die Abweichung zwischen den Monitoringergebnissen und dem Ergebnis des Modells für den jeweiligen Abschnitt maximal eine Zustandsklasse. Die Tendenz für die Gewässerabschnitte im Bereich der Probestellen wird gut erfasst. Aus einer derartigen Kartierung können weitere Hinweise abgeleitet werden. Es können gezielte Untersuchungen der einzelnen Core-Metrics oder Umweltparameter auf Defizite erfolgen. Solche Untersuchungen müssen auf die entsprechenden Problemstellungen ausgerichtet werden. Daher erfolgt an dieser Stelle nur eine allgemeine Darstellung, in welchen Bearbeitungsphasen die Ergebnisse aus den Regressionsmodellen zur Unterstützung der wasserwirtschaftlichen Planung in Mittelgebirgsbächen eingesetzt werden können.

Für die Aufstellung von Monitoringprogrammen können Hinweise auf die Wahl von Probenahmestellen gewonnen werden. Darüber hinaus kann die Repräsentativität einer Probestelle beurteilt werden. Über den Vergleich vorhandener Werte aus Beprobungen und der berechneten Werte kann eine Einschätzung der Übertragbarkeit der Bewertungsergebnisse auf die anderen Gewässerabschnitte erfolgen.

Ein weiterer wichtiger Bestandteil der Bewirtschaftungsplanung ist die Defizitanalyse. Aufbauend auf den Ergebnissen des Monitorings und der anschließenden Defizitanalyse wird der Umfang, die Art und die Lage erforderlicher Maßnahmen bestimmt. Im Rahmen der Defizitanalyse können anhand der gewonnen Erkenntnisse Maßnahmen gezielt auf bestimmte Umweltparameter ausgerichtet werden. Durch detaillierte Analysen der Bewertungsergebnisse aus Perloides können bei der Defizitanalyse bestimmte Core-Metrics oder taxonomische Gruppen identifiziert werden, die für den defizitären Zustand relevant sind. Zudem ist eine systematische Untersuchung von Fließgewässern oder einzelner Bereiche auf Parameter möglich, die für vorhandene defizitäre Zustände als relevant eingestuft wurden.

Für die Maßnahmenplanung können solche Modelle als Prognosewerkzeug eingesetzt werden. Die Auswirkungen von Maßnahmen auf die einzelnen Parameter, die den Regressionsmodellen zugrunde liegen können ermittelt und die daraus resultierenden Veränderungen in der bewertungsrelevanten Teilkomponente Allgemeine Degradation quantifiziert werden. So können bspw. bei einer klassischen Renaturierung, bei der durch gezielte Maßnahmen auf einer bestimmten Strecke die Strukturgüte verbessert werden soll, die Auswirkungen dieser Maßnahmen in Form der Strukturgüteparameter geschätzt werden. (z.B. Parameter Laufkrümmung CE11 vor der Renaturierung = 7 – geradlinig und nach der Renaturierung CE11 = 1 – mäandrierend). Anhand dieser, als Folge einer Maßnahme prognostizierten Parameter können die Auswirkungen auf die einzelnen Metricswerte des Makrozoobenthos und die Gesamtbewertung für das Modul Allgemeine Degradation abgeschätzt werden. Diese Möglichkeit erlaubt zum einen die Positionierung von einer bestimmten Maßnahme im Gewässer zu optimieren als auch den direkten Vergleich verschiedener Maßnahmen in einem bestimmten Gewässerabschnitt. Es sei jedoch darauf hingewiesen, dass die anhand des Regressionsmodells abgeschätzten Auswirkungen von Maßnahmen auf die bewertungsrelevanten Metrics nicht als alleiniges Kriterium für eine Maßnahmenplanung genutzt werden sollen. Es soll vielmehr als ein unterstützendes Werkzeug zum Vergleich verschiedener Maßnahmenoptionen herangezogen werden. Ein solches Werkzeug ist auch im Hinblick auf die Akzeptanz von Maßnahmen bei der betroffenen Öffentlichkeit für Planungsbüros und Behörden von hohem Nutzen. Die Effizienz von Maßnahmen kann „direkt“ visualisiert werden und die Wahl des Ortes und der Art der Maßnahme kann plausibel begründet werden. Die direkte Prognose der Auswirkungen von Maßnahmen auf die bewertungsrelevanten Metrics des Makrozoobenthos kann somit unterstützend in eine nachhaltige und effektive Maßnahmenplanung integriert werden.

7 Zusammenfassung

Fließgewässer sind Ökosysteme, die in ständigem Austausch mit ihrer Umwelt stehen. Die Lebensgemeinschaften aus Pflanzen und Tieren (biotischen Faktoren) passen sich in Fließgewässern den auf sie einwirkenden abiotischen Faktoren an. Zu den wichtigsten abiotischen Faktoren zählen die physikalische und chemische Wasserbeschaffenheit, die Gewässerstruktur, die umgebende Landschaft sowie die Strömungsverhältnisse als formende Kraft. In natürlichen Gewässern existieren eine große Anzahl unterschiedlichster Biotope und eine Vielzahl verschiedener Lebensgemeinschaften. Ein Großteil der Fließgewässer wird durch anthropogene Einflüsse beeinträchtigt und die Lebensräume und Lebensgemeinschaften entfernen sich von dem natürlichen Zustand. Mit dem in Kraft treten der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie im Dezember 2000 wurde ein europaweiter Ordnungsrahmen für eine umweltverträgliche und nachhaltige Gewässerbewirtschaftung geschaffen. Die Richtlinie verfolgt als oberstes Ziel die „Vermeidung einer weiteren Verschlechterung sowie Schutz und Verbesserung des Zustands der aquatischen Ökosysteme und der direkt von ihnen abhängigen Landökosysteme und Feuchtgebiete im Hinblick auf deren Wasserhaushalt“ (EU-WRRL, 2000). Um dieser Aufgabe gerecht zu werden, ist die Kenntnis der Wirkungszusammenhänge in Fließgewässerökosystemen unerlässlich. Im Rahmen der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie wurde bereits eine Vielzahl an Methoden entwickelt. Zentrale Elemente für die Umsetzung sind die Entwicklung des Systems zur Gewässertypisierung und ein darauf aufbauendes typspezifisches Bewertungssystem zur Klassifizierung des ökologischen Zustands eines Gewässers. Die Bewertung des ökologischen Zustands ist an den aquatischen Lebensgemeinschaften Kieselalgen, Makrophyten, Makrozoobenthos, Phytoplankton und Fischfauna ausgerichtet.

Im Rahmen dieser Arbeit erfolgte eine detaillierte Analyse der Ergebnisse von Makrozoobenthosbeprobungen und der Belastungssituation der vier in Hessen vorkommenden Fließgewässertypen der Mittelgebirgsbäche 5, 5.1, 6 und 7. Für die Bearbeitung wurden die Ergebnisse des Makrozoobenthosmonitorings und die für die Makrozoobenthoszönosen als relevant eingestuften Umweltparameter in zwei separate Datenbanken aufgeteilt. Die beiden Datenbanken wurden zunächst isoliert betrachtet und in einem weiteren Schritt mittels multivariater Analysen gemeinsam auf Zusammenhänge untersucht. Die Bearbeitung und Analyse dieser Datenmengen lieferte bisher nicht verfügbare Informationen und unterstützt die wasserwirtschaftliche Planung in Mittelgebirgsbächen beim Monitoring, bei der Defizitanalyse und liefert ein wertvolles Werkzeug für die Maßnahmenplanung.

Bei der Aufbereitung und Zusammenstellung der Datenbank für die Makrozoobenthosdaten konnten durch Plausibilitätsprüfungen und Filterungen fehlerhafte und nicht aussagekräftige Probestellen identifiziert werden. Etwa 25 % der über 750 Probestellen aus den Jahren 2005 bis 2007, die im Rahmen der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Hessen erhoben wurden, konnten nicht in weitere Analyse einbezogen werden. Ein Großteil dieser Probestellen zeigt stark verarmte Zönosen und die Bewertungssoftware Perlodes hat die Bewertungsergebnisse dieser Probestellen als „unsicher“ eingestuft. Eine Überprüfung der Kartierungen hat Fehler in den Protokollen der Probenehmer offenbart. Bei 27 Probestellen konnten nach Korrekturen die Ergebnisse für weitere Analysen verwendet werden. Im Fall von 33 weiteren Probestellen erfolgte ein Ausschluss der Probestellen, da Kartierungsfehler in Form von fehlerhaften Ortsangaben oder Gewässertypzuordnungen nicht ausgeschlossen werden konnten. Die durchgeführte Kontrolle der Rohdaten hat gezeigt, dass ein verhältnismäßig großer Prozentsatz der Probestellen für die spätere Defizitanalyse und Maßnahmenplanung nicht verwertbar ist und eine entsprechende Kontrollroutine in die Bearbeitung einzubeziehen ist.

Die Datenbank Umweltparameter enthält Informationen zu relevanten und verfügbaren Daten möglicher Einflussfaktoren auf die aquatischen Lebensgemeinschaften an den Probestellen. Bei der Zusammenstellung der Daten wurden zwei Prinzipien vorangestellt. Zum einen sollen die Daten entweder bereits in einer geeigneten Form vorliegen oder durch nachvollziehbare Transformationen aus vorliegenden Daten gewonnen werden können. Zum anderen müssen die Daten flächendeckend vorhanden

sein, um Datenlücken zu vermeiden. Es wurden sowohl lokale Verhältnisse in unmittelbarer Umgebung der Probestelle (z. B. Gefälleverhältnisse, Strukturgüte) erfasst als auch Daten, die das Einzugsgebiet des Fließgewässers an der Probestelle charakterisieren.

Unter Zuhilfenahme multivariater Analyseverfahren erfolgte eine Analyse der Strukturen in den Datensätzen. Durch die Auswertungen der typspezifischen Abundanzdatensätze mit einer Hauptkomponentenanalyse konnten die Ordnungen identifiziert werden, die die Variabilität der Datensätze am besten wiedergeben.

Bei Gewässertyp 5 (347 Probestellen) kann ein Großteil der Varianz durch die Ordnungen Plecoptera (Steinfliegen), Gastropoda (Schnecken) und Coleoptera (Käfer) abgebildet werden. Ein sehr ähnliches Bild zeigt das Ergebnis der Hauptkomponentenanalyse des Abundanzdatensatzes für Gewässertyp 5.1 (175 Probestellen). Obwohl sich die typspezifische Ausprägung der beiden Fließgewässertypen stark unterscheidet (Gewässertyp 5 beschreibt grobmaterialreiche und Gewässertyp 5.1 feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche), ist die Bedeutung der taxonomischen Gruppen und deren Verhältnis untereinander sehr ähnlich. Dies weist auf starke anthropogene Verformungen hin. Die Habitatstrukturen ähneln sich durch den Ausbau der Gewässer, Stauhaltungen und Belastungen aus der Siedlungsentwässerung, die alle Gewässertypen gleichermaßen betreffen. Die Lebensgemeinschaften passen sich den veränderten Lebensräumen an und zeigen nur wenig typspezifische Ausprägungen. Dies konnte durch die Analyse der Datensätze beider Gewässertypen, die mit sehr gut oder gut bewertet wurden, unterstrichen werden. Bei diesen Analysen verschieben sich die Bedeutungen der taxonomischen Gruppen und die typspezifischen Ausprägungen werden sichtbar.

Die Auswertung des Gewässertyps 6 (31 Probestellen) stellt einen besonderen Fall dar, da die Probestellen dieses Gewässertyps zu 84% der Zustandsklasse unbefriedigend und schlecht zugeordnet sind. Dominiert wird die Datenstruktur durch die Abundanzen von Turbellaria (Strudelwürmer), Oligochaeta (Wenigborster) und Coleoptera.

Die Analyse des Gewässertyps 7 beruht, wie bereits bei Gewässertyp 6, auf einer relativ geringen Anzahl von Probestellen (24 Probestellen), die jedoch verhältnismäßig gleichmäßig auf die fünf ökologischen Zustandsklassen verteilt sind. Eine hohe Varianzerklärung für den Abundanzdatensatz des Gewässertyps 7 liefern die Abundanzen der Plecoptera, Hirudinea (Egel) und Turbellaria. Die Plecoptera zeigt mit Ausnahme von Gewässertyp 6 bei der Hauptkomponentenanalyse der Abundanzdatensätze eine hohe Varianzerklärung. Bei Gewässertyp 6 ist dies wahrscheinlich durch den hohen Anteil an Probestellen mit unbefriedigendem oder schlechtem ökologischen Zustand begründet. Plecoptera sind in Fließgewässern Indikatoren für sauerstoffreiches, wenig mit Nährstoffen belastetes Wasser. Im Gegensatz zu anderen aquatischen Insekten wie Trichoptera oder Ephemoptera können Plecoptera verschiedene Verschmutzungsstufen nicht indizieren, da sie wenig tolerant gegenüber Verschmutzungen sind.

Aus den Bewertungsergebnissen der Berechnungssoftware Perlodes wurden einzelne Module extrahiert und zu biologischen Attributen zusammengefasst, die bestimmte Merkmale der Lebensgemeinschaften wie Habitat- oder Strömungspräferenzen wiedergeben. Durch eine Hauptkomponentenanalyse dieses Datensatzes konnten die Ausprägungen der Probestellen gegenüber den biologischen Attributen dargestellt werden. Auf diese Weise können relativ einfach Probestellen mit untypisch hohen Anteilen eines bestimmten Attributs lokalisiert werden.

Die Analyse des Umweltparametersatzes erfolgte unter zwei Aspekten. Neben der Identifikation von Parametern, die eine hohe Varianzklärung für den Datensatz liefern, konnten anhand der durchgeführten Korrelations- und Hauptkomponentenanalysen Kollinearitäten zwischen einzelnen Parametern aufgedeckt werden.

Mittels direkter multivariater Analyse der beiden Datenbanken wurden zwei Fragestellungen bearbeitet.

Zum einen wurden die Abundanzdaten der taxonomischen Gruppen in Beziehung zu den Umweltparametern gesetzt. Diese Analyse erlaubt die gezielte Identifikation von maßgeblichen Einflussfaktoren auf bestimmte taxonomische Gruppen. Bei der automatisierten Selektion von relevanten Umweltparametern wurden sowohl Daten zu punktuellen Belastungen aus der Siedlungsentwässerung als auch

Strukturgüteparameter ausgewählt. Die Information, ob Einleitungen aus der Siedlungsentwässerung oberhalb der Einleitungsstellen vorhanden sind, ist ebenso wie die Daten zu den Gefälleverhältnissen für alle Gewässertypen relevant. Bei der Auswahl der Strukturgüteparameter sind leichte Differenzen zwischen den Gewässertypen vorhanden, die die jeweiligen typspezifischen Ausprägungen der vier Gewässertypen abbilden.

In der zweiten Auswertung erfolgte eine Analyse der Abhängigkeiten zwischen den bewertungsrelevanten Core-Metrics des Moduls Allgemeine Degradation und den Umweltparametern. Für jeden Gewässertyp konnte auf Basis einer Redundanzanalyse ein Parametersatz extrahiert werden, der eine hohe Varianzerklärung für die typspezifisch relevanten Core-Metrics liefert. Aus diesen Parametersätzen wurden in einem weiteren Schritt für jeden Core-Metric multiple lineare Regressionsmodelle erstellt. Anhand der Regressionsgleichungen ist es möglich, auf Basis des selektierten Parametersatzes die Werte für die jeweils bewertungsrelevanten Core-Metrics zu berechnen. Diese Metricswerte können zum Modul Allgemeine Degradation verrechnet werden. Die erstellten Regressionsmodelle wurden an den Ergebnissen von 38 Makrozoobenthosbeprobungen überprüft, die nicht Bestandteil der vorangegangenen Analysen waren. Die Überprüfung der Modelle hat gezeigt, dass die theoretisch berechneten Zustandsklassen für das Modul Allgemeine Degradation nur um 11 % von den Bewertungsergebnissen abweichen. Bei der Ermittlung der Metricswerte beträgt die mittlere absolute Abweichung der berechneten Werte von den Monitoringergebnissen zwischen 12% und 28% ab. Die relative Abweichung der Zustandsklassen der einzelnen Core-Metrics beträgt zwischen 10% und 30%. Die erstellten Regressionsmodelle ermöglichen auf der Basis verhältnismäßig weniger Einflussparameter eine gute Schätzung der Zustandsklassen und Scores, sowohl einzelner Core-Metrics als auch des integralen Moduls Allgemeine Degradation.

Die Ergebnisse aus den multivariaten Analysen und die abgeleiteten Regressionsmodelle können zur Unterstützung der wasserwirtschaftlichen Planung im Sinne der EG-WRRL in Mittelgebirgsbächen in den verschiedenen Umsetzungsstadien und mit unterschiedlichen Zielsetzungen unterstützend eingesetzt werden.

Auf Basis der Regressionsmodelle können die bewertungsrelevanten Core-Metrics und das Modul Allgemeine Degradation für jeden beliebigen Fließgewässerabschnitt oder für komplette Fließgewässer geschätzt werden. Die Erstellung und Fortführung der Monitoringprogramme können durch Hinweise auf die Wahl von Probenahmestellen unterstützt und darüber hinaus kann die Repräsentativität einer Probestelle beurteilt werden. Im Rahmen einer Defizitanalyse zur Vorbereitung der Maßnahmenplanung können anhand der gewonnen Erkenntnisse Maßnahmen gezielt auf bestimmte Umweltparameter ausgerichtet werden. Zudem können Fließgewässer oder einzelne Bereiche systematisch auf Parameter untersucht werden, die für vorhandene defizitäre Zustände als relevant eingestuft wurden.

Die Regressionsmodelle können letztendlich noch als Prognosewerkzeug genutzt werden, um die Auswirkungen von Maßnahmen auf die Bewertungskomponenten des Makrozoobenthos abschätzen zu können. In Kombination mit GIS-Systemen kann durch solche Werkzeuge die Effizienz von Maßnahmen direkt sichtbar gemacht werden. Diese Möglichkeiten sind bei der Beteiligung und Information der Öffentlichkeit sehr wertvoll. Die Akzeptanz von Maßnahmen und die Notwendigkeit ihrer Umsetzung kann plausibel begründet (und vorgeführt) werden. Der vielseitige Einsatz der Ergebnisse dieser Arbeit in den verschiedenen Umsetzungsschritten der Wasserrahmenrichtlinie ermöglicht damit eine nachhaltige und effektive Gewässerbewirtschaftung.

Im Rahmen der Arbeit erfolgte eine Zusammenstellung und Aufbereitung einer Vielzahl unterschiedlicher abiotischer Umweltdaten, die die Makrozoobenthoszönosen in Mittelgebirgsbächen beeinflussen. Dem Anspruch einer „kompletten“ Umweltparametermatrix kann man, wenn überhaupt, nur auf sehr viel kleineren Skalen als den in dieser Arbeit behandelten gerecht werden. Dennoch werden nicht zuletzt durch die Vielzahl der in die Matrix aufgenommen Parameter viele als relevant eingestuft Einflussfaktoren direkt oder indirekt abgebildet. Im Sinne einer Absicherung der Ergebnisse und Weiterentwicklung der Methodik ist es daher sinnvoll, die beispielsweise nur indirekt erfassten stofflichen Belastungen der Fließgewässer (z. B. Nährstoffe, Pflanzenschutzmittel) durch Messwerte oder Gewässergütemodellierungen zu erfassen und in die Analysen zu integrieren.

Eine nachweisbare Beeinträchtigung des Makrozoobenthos in Mittelgebirgsbächen resultiert zudem aus veränderten Abflussregimen und Hochwasserspitzen infolge von Stauhaltungen und Entlastungseinleitungen aus der Kanalisation (Krejci et al., 2004). Die Integration von Abflusskennwerten aus Pegelmessungen und Ergebnissen aus Flussgebietsmodellierungen können weitere Erklärungen bei solchen Analysen liefern.

Ein weiterer Baustein für die Absicherung der Planungsgrundlage kann durch die Integration von Daten der weiteren bewertungsrelevanten biologischen Qualitätskomponenten Fischfauna und Phytobenthos gewonnen werden. Vor allem auf Basis der fischfaunistischen Daten, deren Bewertungssystem und Methodik zur Probenahme in den Jahren 2008 und 2009 vereinheitlicht wurde, können durch ähnliche Analysen zusätzliche, planungsrelevante Informationen im Hinblick auf Gewässerstruktur, Durchgängigkeit und Stoffhaushalt gewonnen werden.

Die Regressionsmodelle und die aufgebaute Datenbankstruktur sind prinzipiell zur Kopplung an Modellierungssysteme geeignet. Durch Einbindung von Ergebnissen aus Modellierungen (z. B. N-A-Modelle, Gewässergütesimulationen, Habitatmodelle) können sowohl Parameter zur Erweiterung der Umweltparametersätze gewonnen werden als auch retrograd Auswirkungen auf die Makrozoobenthoszönosen „modelliert“ werden.

8 Literaturverzeichnis

- 91/271/EWG (1998). "Richtlinie 91/271/EWG - Richtlinie des Rates vom 21. Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser (91/271/EWG), Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften vom 30. Mai 1991, Nr. L 135, S. 40, zuletzt geändert durch Richtlinie 98/15/EG vom 27. Februar 1998, Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften vom 07. März 1998, Nr. L 67, S. 29".
- Allan, J. D. und Castillo, M. M. (2007): "Stream Ecology Structure and function of running waters". Dordrecht, Springer.
- Arnold, J. G., et al. (1998): "Large area hydrologic modeling and assessment - Part 1: Model development." Journal of the American Water Resources Association **34**(1): 73-89.
- ASTERICS (2006). "ASTERICS inkl. Perlodes".
- ASTERICS (2008): "Software Handbuch ASTERICS einschließlich Perlodes (Version 3.1.1)".
- ATV-DVWK (2001): "Optimierung des Mitteleinsatzes bei der Sanierung von Fließgewässern unter ökologischen und ökonomischen Gesichtspunkten : Methoden zur Evaluierung der Kostenwirksamkeit von Maßnahmen". Hennef, GFA.
- Bach, M., et al. (1999): "Regional differenzierte Bilanzierung der Stickstoff- und Phosphorüberschüsse der Landwirtschaft in den Gemeinden/Kreisen in Deutschland : Abschu*bericht zum Teilbeitrag ; Forschungs- und Entwicklungsvorhaben 296 25 515 des Umweltbundesamtes". Berlin, Inst. für Gewässerökologie und Binnenfischerei.
- Bauer, M. und Wasser, L. (2004): "Gewässerstrukturkartierung in der Bundesrepublik Deutschland : Übersichtsverfahren". Berlin, Kulturbuch-Verl.
- Behrendt, H., et al. (1999): "Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands : Forschungsvorhaben Wasser ; Forschungsbericht 296 25 515 ; [Abschu*datum 28.02.1998]". Berlin, Inst. für Gewässerökologie und Binnenfischerei.
- Bischof, W. und Hosang, W. (1998): "Abwassertechnik : mit zahlreichen Beispielen". Stuttgart, Teubner.
- Bohmer, J., et al. (2004): "Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: Development of a multimetric invertebrate based assessment system." Limnologica **34**(4): 416-432.
- Borchardt, D. (1992): "Wirkungen stoßartiger Belastungen auf ausgewählte Fließgewässerorganismen - Ein Beitrag zur Beurteilung ökologischer Beeinträchtigungen durch Niederschlagswassereinleitungen aus der Kanalisation". Kassel, Wasser Abwasser Abfall 10.
- Borchardt, D. (1998). "Auswirkungen von Mischwassereinleitungen auf den Stoffhaushalt und die Biozönose von Fließgewässern – Fallbeispiel Kuhbach (Hessen)": Wasser Abwasser 139 (6): 336-342.
- Bortz, J. und Weber, R. (2005). "Statistik : für Human- und Sozialwissenschaftler": Springer-Lehrbuch. Berlin, Heidelberg, Springer Medizin Verlag Heidelberg.
- Braukmann, U. und Biss, R. (2004): "Conceptual study - An improved method to assess acidification in German streams by using benthic macroinvertebrates." Limnologica **34**(4): 433-450.
- BWK (2001): "Merkblatt 3: Ableitung von immissionsorientierten Anforderungen an Misch- und Niederschlagswassereinleitungen unter Berücksichtigung örtlicher Verhältnisse". Düsseldorf, Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau (e.V.).
- DIN38410 (2004): "Bestimmung des Saprobienindex in Fließgewässern (M 1) = Determination of the saprobic index in running waters (M 1)". Berlin, Beuth.

- DIN38410/1 (1987). "Allgemeine Hinweise, Planung und Durchführung von Fließgewässern (M 1)": Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung (Gruppe M). Berlin, Beuth: 13 S.
- Dormann, C. F. und Kühn, I. (2009). "Angewandte Statistik für die biologischen Wissenschaften". Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH - UFZ, Leipzig.
- EG-WRRL (2000): "Richtlinie 2000/60/EG vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik". Brüssel.
- EKVO (2007). "Verordnung über die Eigenkontrolle von Abwasseranlagen (Abwassereigenkontrollverordnung - EKVO) vom 21. Januar 2000 (GVBl. I, S. 59), zuletzt geändert durch Verordnung vom 22. August 2007 (GVBl. I, S. 577)".
- Emerson, K., et al. (1975): "Aqueous Ammonia Equilibrium Calculations: Effects of PH and Temperature." Journal of the Fisheries Research Board of Canada **32**: 5.
- Enting, K. und Rupprecht, R. (2001): "Zur Kenntnis der Steinfliegenfauna (Insecta: Plecoptera) im Taunus".
- EU-WRRL (2000): "Richtlinie 2000/60/EG vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik". Brüssel.
- Fahrmeir, L., et al. (2007): "Regression Modelle, Methoden und Anwendungen ; mit 51 Tabellen". Berlin [u.a.], Springer.
- Fischer, J. (1998a). "Auswirkungen von Mischwassereinleitungen auf den Stoffhaushalt und die Biozönose von Fließgewässern - Fallbeispiel Kaldenbach (NRW) - Ein kleines Mittelgebirgsgewässer im ländlichen Raum": Wasser Abwasser. Kassel, Wasser Abwasser. **139**: 330-335.
- Fischer, J. (1998b): "Einfluss von Mischwassereinleitungen auf den Stoffhaushalt und die Biozönose kleiner Fließgewässer im ländlichen Raum". Kassel, Wasser Abwasser Abfall.
- Fox, J. (2009). "Package 'car' - Vers. 1.2-1.6".
- Gammeter, S. (1996): "Einflüsse der Siedlungswasserwirtschaft auf die Invertebraten-Zönosen kleiner Fließgewässer". Zürich, Dissertation an der ETH Zürich.
- Gammeter, S. und Krejci, V. (1998). "Auswirkungen von Mischwassereinleitungen auf den Stoffhaushalt und die Biozönose in Fließgewässern -- Fallbeispiel Luppmen und Rohrbach (Kanton Zürich, Schweiz)": Wasser Abwasser. **6**: 343-348.
- Gower, J. C. und Hand, D. J. (1996): "Biplots". London [u.a.], Chapman & Hall.
- Gray, N. F. (2005): "Water technology an introduction for environmental scientists and engineers". Oxford, Elsevier Butterworth-Heinemann.
- Gunkel, G. (1994): "Bioindikation in aquatischen Ökosystemen". Jena, Gustav Fischer Verlag Jena.
- Günther, O., et al. (2007). "Handlungsempfehlungen für die Erstellung von Bewirtschaftungsplänen nach EU-WRRL für kleine Einzugsgebiete.". Darmstadt, nicht veröffentlicht.
- Haase, P., et al. (2004a): "Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: development of a practical standardised protocol for macro invertebrate sampling and sorting." Limnologica **34**(4): 349-365.
- Haase, P. und Sundermann, A. (2004): "Standardisierung der Erfassungs- und Auswertungsmethoden von Makrozoobenthosuntersuchungen in Fließgewässern - Abschlussbericht". Biebergemünd, Forschungsinstitut Senckenberg.
- Haase, P., et al. (2004b). "Validation der Fließgewässertypologie Deutschlands, Ergänzung des Datenbestandes und Harmonisierung der Bewertungsansätze der verschiedenen Forschungsprojekte zum Makrozoobenthos zur Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (Modul Makrozoobenthos)". Biebergemünd, Forschungsinstitut Senckenberg, Forschungsstation für Mittelgebirge, Lochmühle 2, 63599 Biebergemünd.

- Hamm, A. (1991): "Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern". Sankt Augustin, Academia Verlag
- Hering, D., et al. (2004): "Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: selection of candidate metrics." *Limnologia* **34**(4): 398-415.
- Hill, A. R. (1990): "Ground-Water Flow Paths in Relation to Nitrogen Chemistry in the Near-Stream Zone." *Hydrobiologia* **206**(1): 39-52.
- Hill, M. O. und Gauch, H. G. J. (1980). "Detrended Correspondence Analysis: an improved ordination technique": *Planet Ecology*, Springer Netherlands. **42**: 42-58.
- HMUELV (2007): "Handbuch zur Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie in Hessen (5. Lieferung - Januar 2007)". Wiesbaden, Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (HMUELV).
- HMUELV (2009). "Beseitigung von kommunalen Abwässern in Hessen - Lagebericht 2008". Wiesbaden, Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz HMUELV Bearbeitung: Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie HLUG - Dezernat W2.
- HMULV (2004): "Leitfaden für das Erkennen ökologisch kritischer Gewässerbelastungen durch Abwassereinleitungen in Hessen - Begleitband - Grundlagen und Erläuterungen", Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz (HMULV).
- HWG (2007). "Hessisches Wassergesetz (HWG) vom 6. Mai 2005 (GVBl. I, S. 305), zuletzt geändert am 19. November 2007 (GVBl. I, S. 792)".
- Klawitter, A. (2006). "Ein Modellkonzept zur integrativen Betrachtung von Urban- und Ruralhydrologie auf Einzugsgebietsebene.": Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft. Darmstadt, Technische Universität Darmstadt: 148.
- Klee, O. (1991): "Angewandte Hydrobiologie : Trinkwasser - Abwasser - Gewässerschutz ; mit 29 Tabellen". Stuttgart [u.a.], Thieme.
- Köhler, W., et al. (2007): "Biostatistik - eine Einführung für Biologen und Agrarwissenschaftler (mit 50 Tabellen)". Berlin [u.a.], Springer.
- Kolkwitz, R. und Marsson, M. (1909): "Ökologie der tierischen Saprobien : Beiträge zur Lehre von der biologischen Gewässerbeurteilung". Leipzig, Klinkhardt.
- Krejci, V., et al. (2004). "Gewässerbelastungen durch Abwasser aus Kanalisationen bei Regenwetter". EAWAG, BUWAL (Switzerland).
- Kutner, M. H., et al. (2004): "Applied linear regression models". Boston, Mass. [u.a.], McGraw-Hill/Irwin.
- LAWA (2002): "Gewässergüteatlas der Bundesrepublik Deutschland". Berlin, Kulturbuch-Verlag.
- Leibundgut, C. und Hildebrand, A. (1999). "Natürlicher Abfluß und Abflusßdynamik": Flußeinzugsgebietsmanagement – Herausforderung an die Forschung. Tagungsband der internationalen Fachtagung am 8. und 9. Juni 1999. Leipzig -Halle, Geller, W.
- Leyer, I. und Wesche, K. (2008): "Multivariate Statistik in der Ökologie", Springer Verlag Berlin Heidelberg.
- Malmqvist, B. (2002): "Aquatic invertebrates in riverine landscapes." *Freshwater Biology* **47**(4): 679-694.
- Maniak, U. (2005). "Hydrologie und Wasserwirtschaft : Eine Einführung für Ingenieure". Berlin, Heidelberg, Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Meier, C. (2008). "Die Bewertung der Degradation deutscher Fließgewässer mit dem Makrozoobenthos - ein multimetrischer gewässertypspezifischer Ansatz": Fachbereich Biologie und Geografie. Duisburg-Essen, Universität Duisburg-Essen: Online-Ressource.

-
- Meier, C., et al. (2006): "Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung - Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie".
- Newbold, J. D., et al. (1981): "Measuring Nutrient Spiralling in Streams." *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **38**(7): 4.
- Okland, R. H. (1999): "On the variation explained by ordination and constrained ordination axes." *Journal of Vegetation Science* **10**(1): 131-136.
- Oksanen, J., et al. (2008). "Package 'vegan'".
- Otto, A. und Reh, W. (1999): "Gewässerstruktur : Untersuchungen zur Analyse und zur Bewertung der ökomorphologischen Struktur von Fließgewässern". Mainz, Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz.
- Patt, H., et al. (2009): "Naturnaher Wasserbau : Entwicklung und Gestaltung von Fließgewässern". Berlin {[u.a.]}, Springer.
- Podani, J. und Miklos, I. (2002): "Resemblance Coefficients and the Horseshoe Effect in Principal Coordinates Analysis." *Ecology* **83**(12): 3331-3343.
- Podraza, P. (1996): "Auswirkungen von Regenentlastungen der Mischwasserkanalisation auf die Makroinvertebratenzönose eines Stadtbaches".
- Podraza, P. (1999): "Regenentlastungen der Mischwasserkanalisation - Einflüsse auf die Makroinvertebratenzönose". Hohenwarsleben, Westarp-Wiss.
- Poff, N.L., et. al (1997): "The natural flow regime: a new paradigm for riverine conservation and restoration". *BioScience* **47**:769-784.
- Pottgieser, T., et al. (2004): "Abschließende Arbeiten zur Fließgewässertypisierung entsprechend den Anforderungen der EU-WRRL - Teil II - Endbericht". Essen, Im Auftrag der LAWA; Bearbeitet durch das Umweltbüro Essen.
- Rencher, A. C. (2002): "Methods of multivariate analysis". Hoboken, NJ, Wiley-Interscience.
- Rolauffs, P. (2006): "Modellierung ökologischer Zusammenhänge bei Mittelgebirgsbächen unter Berücksichtigung von Gewässermorphologie und Landnutzung im Hinblick auf die biozönotische Bewertung mittels Makroinvertebraten".
- Sarkar, D. (2008): "Lattice : multivariate data visualization with R". New York, NY, Springer.
- Schwörbel, J. und Brendelberger, H. (2004): "Einführung in die Limnologie", Elsevier Spektrum Akademischer Verlag.
- Sundermann, A. (2005): "Variabilität von Makrozoobenthosproben und Bewertungsergebnissen der Fließgewässer vor dem Hintergrund der Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie".
- Urfer, W. und Huss, H. (1985): "Anwendungen der kanonischen Korrelations- und Redundanzanalyse zur Untersuchung der Waldgefährdung durch Luftverunreinigungen". Dortmund,.
- Völker, J. (2008). "Abhängigkeit der Besiedlung benthischer Invertebraten von Hydromorphologie und Saprobie in silikatischen Mittelgebirgsbächen". Dresden.
- WHG (2008). "Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz - WHG) in der Fassung vom 19. August 2002 (BGBl. I, S. 3245), zuletzt geändert durch das Gesetz vom 22. Dezember 2008 (BGBl. I, S. 2986)".

9 Glossar

abiotisch

unbelebt. Die abiotischen Umweltfaktoren sind Einwirkungen der unbelebten Natur (Klima, Stoffe, Strömung etc.) auf die Organismen.

Abundanz

kennzeichnet die Anzahl von Organismen auf einer Flächen- oder in einer Raumeinheit, i.d.R. wird der Begriff im Sinne der Individuendichte (=Abundanz der Individuen einer Art) verwendet.

Allgemeine Degradation

Bewertungsrelevantes Modul für die Qualitätskomponente Makrozoobenthos. Die Allgemeine Degradation fasst unterschiedliche Stressoren auf die aquatischen Zönosen wie Degradation der Gewässermorphologie, Nutzung im Einzugsgebiet, Pestizide, hormonäquivalente Stoffe zusammen. Das Modul wird aus gewässertypspezifischen Core-Metrics berechnet.

Artendiversität

Ausdruck der Diversität einer Lebensgemeinschaft unter Einbeziehung der Artenzahl und der relativen Häufigkeit der Arten. Wird häufig durch einen Diversitätsindex charakterisiert.

Autökologie

Die Autökologie ist Teilgebiet der Ökologie und befasst sich mit der Abhängigkeit zwischen den biologischen Individuen einer Art und den abiotischen Umweltfaktoren.

Biomasse

Gewicht des lebenden Materials einschließlich der toten Teile (Rinde, totes Kernholz, Haare, Krallen usw.) lebender Organismen. Wird in der Ökologie als Maß pro Flächen- oder Volumeneinheit angegeben.

biotisch

lebend. Gegenteil von abiotisch

Biotop

Lebensraum von Tier- und Pflanzengesellschaften mit definierten Eigenschaften, die ihn gegenüber anderen Biotopen abgrenzbaren.

Biozönose

ist die Lebensgemeinschaft oder Lebensgemeinde. Sie bezeichnet das gemeinsame Vorkommen von Pflanzen und Tieren in einem Lebensraum durch zufälliges Zusammentreffen, durch gemeinsame Ansprüche und durch gegenseitige oder einseitige Abhängigkeiten (z.B. ernährungsbiologischer Art).

Choriotop

Teil eines von einer Art oder Lebensgemeinschaft besiedelten Raums. Natürliche Choriotope in Fließgewässern sind bspw. das Akal (Fein- bis Mittelkies), das Psammal (Sand), das Pelal (Schlamm) und das Xylal (Totholz).

Core-Metric

ist ein bewertungsrelevanter Metric aus der Berechnungssoftware ASTERICS (Perlodes)

Detritus

organische Sink- und Schwebstoffe in einem Gewässer.

Diversität

Maß für die abiotische und biotische Vielfalt in Ökosystemen. Die Artendiversität hängt von der Artenzahl und der Menge der beteiligten Arten ab und charakterisiert den strukturellen Aufbau einer Zönose.

Diversitätsindex

Mathematischer Index zur Charakterisierung der Artenvielfalt (Artendiversität) einer Lebensgemeinschaft. Als abgeleiteter, relativer Wert, die sich eher zu Vergleichen heranziehen lässt, ist die Aqutät bzw. Evenness zu sehen.

Dominanz

in der Ökologie: Ausdruck des Anteils einer Art an der Lebensgemeinschaft (ausgedrückt durch die Abundanz oder Biomasse).

Epirhithral

Längszonierung eines Fließgewässers. Das Epirhithral beschreibt den Fließgewässerbereich der oberen Forellenregion.

Evenness

(=Aqutät) ist das Verhältnis der Diversität einer Lebensgemeinschaft zur maximal möglichen Diversität (alle Arten in Gleichverteilung), die aber verständlicherweise in der Natur nicht vorkommt. Die Evenness beschreibt demnach die Arten-Dominanzstruktur.

Ernährungstypenverteilung

kann bei Abweichungen von der Sollzusammensetzung zur Identifikation von Störungen des trophischen Gefüges in einem Gewässer herangezogen werden.

Habitat

Wohnort oder Standort einer Art. Im Gegensatz zum Biotop ein autökologischer Begriff. Wenn man den Lebensraum einer Art bezeichnet, spricht man nicht vom Biotop, sondern von Monotop oder Habitat. Die beiden Begriffe bezeichnen denselben Raum bei unterschiedlicher Bedeutung. Der Monotop erfasst die für eine Art erforderlichen Komponenten, wohingegen das Habitat auch die übrigen Faktoren beinhaltet. Der Monotop lässt sich nur aufgrund gezielter Untersuchungen der Artansprüche beschreiben. Dagegen ist das Habitat beschreibend erfassbar. Der Lebensraum einer Art kann aus mehreren Teilhabitaten bestehen, z.B. Winterquartier, Nahrungshabitat, Brutplatz, Schlafplatz.

Habitatstruktur

Abiotische Merkmale und Vegetationsstrukturen bedingen eine charakteristische Habitatstruktur.

Hemerobie

kennzeichnet den Einfluss des Menschen auf die Lebensräume. Hemerophob sind kulturfeindliche, hemerophil kulturfreundliche (Pflanzen-)Arten. Hemerobiestufen werden nach dem Grad des Kulturinflusses unterschieden in: a-, oligu-, eu-, poly- und metahemerob. Besondere Pflanzen aber auch Tiere sind Hemerobie-Indikatoren.

Hyporhithral

Längszonierung eines Fließgewässers. Das Hyporhithral beschreibt den Fließgewässerbereich der Äschenregion.

Invertebraten

(syn. Evertebraten) kennzeichnen Nicht-Wirbeltiere, d. h. Wirbellose (Gliedertiere, Weichtiere, Ringelwürmer).

LC50

Letalkonzentration in Wasser, Boden oder Luft, bei der 50% der Versuchsorganismen innerhalb eines bestimmten Beobachtungszeitraumes sterben.

Makrozoobenthos (MZB)

Makroskopische (sichtbare) tierische Organismen des Gewässergrundes (Benthal).

Metarhithral

Längszonierung eines Fließgewässers. Das Metarhithral beschreibt den Fließgewässerbereich der unteren Forellenregion.

Metric

Ergebnis der Berechnungssoftware ASTERICS (Perlodes). Die Indikatoreigenschaft von Arten auf bestimmte Merkmale wird quantifiziert und durch verschiedene Berechnungsalgorithmen zu Metrics verrechnet.

Monitoring

Langzeituntersuchung. Fortdauernde Beobachtung und Untersuchung abiotischer und biotischer Faktoren/Parameter.

Ordnung

Die Ordnung ist in der Biologie eine Rangstufe zur Einteilung und Benennung der Lebewesen.

Population

Gesamtheit der Individuen einer Art eines bestimmten Gebietes zu einem bestimmten Zeitpunkt, ggf. alle Individuen einer Art, häufiger im Sinne von „Teilpopulationen“, wobei die Grenzen einer Population nicht scharf sein müssen.

Potamal

Fließgewässertyp - sommerwarm (Temperaturen über 20°C) und vom Untergrund sandig-schlammig

rheobiont

ist die Bezeichnung für Organismen, die schnellfließende Gewässer bevorzugen.

rheophil

ist die Bezeichnung für Organismen, die in fließenden Gewässern leben.

Rhithral

Fließgewässertyp - Sommerkalte, steinig-kiesige Zone im Oberlauf eines Fließgewässers

Taxa

Zuordnung eines tierischen oder pflanzlichen Lebewesens zu einer bestimmten Gruppe.

Taxonomie

beschreibt die biologische Systematik der wissenschaftlichen und hierarchischen Klassifizierung der Lebewesen entsprechend ihrer vermuteten Entstehungsgeschichte und Verwandtschaft.

10 Anhang

10.1 Beschreibung der Core-Metrics für Mittelgebirgsbäche

Die folgende Tabelle enthält Erläuterungen und Berechnungsformeln der Core-Metrics des Moduls Allgemeine Degradation für Mittelgebirgsbäche nach Haase und Sundermann (Haase und Sundermann, 2004).

Metric	Beschreibung und Berechnungsformel	
EPT [%] (HK)	Der Metric berechnet die relative Abundanz der Ephemeroptera-, Plecoptera- und Trichoptera-Taxa auf der Grundlage von Häufigkeitsklassen.	
	$EPT[\%] = \frac{\sum \text{Abundanzklassen EPT - Taxa}}{\sum \text{Abundanzklassen aller Taxa}}$	
Fauna-Index Typ 5	Der Fauna-Index beschreibt auf Grundlage typspezifischer Indikatorlisten die Auswirkungen morphologischer Degradation auf die Makrozoobenthoszönose eines Fließgewässerabschnitts.	
	$FI = \frac{\sum_{i=1}^n sc_i a_i}{\sum_{i=1}^n a_i}$	mit: <i>i</i> - Nummer des Indikatortaxons <i>n</i> - Gesamtzahl der Indikatortaxa <i>sc_i</i> - Wert des Taxons <i>i</i> <i>a_i</i> - Abundanzklasse des Taxons <i>i</i>
	Die Werte (<i>sc_i</i>) liegen zwischen -2 (Taxa, die bevorzugt in Flüssen mit stark degradierter Morphologie vorkommen) und +2 (Taxa, die bevorzugt in Flüssen mit naturnaher Morphologie vorkommen).	
Hyporhithral- Besiedler [%]	Der Metric beschreibt den prozentualen Anteil an Individuen, die bevorzugt im Bereich des Hyporhithrals leben. Grundlage hierfür sind die autökologischen Einstufungen der Taxa bezüglich der präferierten Bereiche in der biozönotischen Längszonierung eines Fließgewässers.	
	$HR[\%] = \frac{\sum_{i=1}^n \text{Hyporhithralpunkte}_i \cdot \text{Individuenzahl}_i}{\sum_{i=1}^n \text{Individuenzahl}_i \cdot 10}$ <i>HR</i> - Hyporhithralbesiedler <i>n</i> - Anzahl Taxa mit einer Einstufung zur biozönotischen Region (mit lfd. Nummer <i>i</i>)	
Epirhithral- Besiedler [%]	Der Metric beschreibt den prozentualen Anteil an Individuen, die bevorzugt im Bereich des Epirhithrals leben. Grundlage hierfür sind die autökologischen Einstufungen der Taxa bezüglich der präferierten Bereiche in der biozönotischen Längszonierung eines Fließgewässers.	
	$ER[\%] = \frac{\sum_{i=1}^n \text{Epirhithralpunkte}_i \cdot \text{Individuenzahl}_i}{\sum_{i=1}^n \text{Individuenzahl}_i \cdot 10}$ <i>ER</i> - Epirhithralbesiedler <i>n</i> - Anzahl Taxa mit einer Einstufung zur biozönotischen Region (mit lfd. Nummer <i>i</i>)	

Metric	Beschreibung und Berechnungsformel
Rheindex (HK)	<p>Der Rheindex nach Banning gibt das Verhältnis der rheophilen und rheobionten Taxa eines Fließgewässers zu den Stillwasserarten und Ubiquisten an. Es werden die Anteile verschiedener Strömungstypen berücksichtigt, was letztendlich auf die biologisch wirksamen Strömungsverhältnisse im untersuchten Gewässerabschnitt schließen lässt. Die Berechnung erfolgt auf Grundlage von Häufigkeitsklassen.</p> $RI = \frac{2 \cdot \sum(HK_{FW})}{2 \cdot \sum(HK_{FW}) + 2 \cdot \sum(HK_{STW}) + 2 \cdot \sum(HK_U)}$ <p> HK_{FW} - Häufigkeitsklassen der Fließwassertaxa HK_{STW} - Häufigkeitsklassen der Stillwassertaxa HK_U - Häufigkeitsklassen der Ubiquisten </p>

10.2 Tabelle mit den Erfassungsdaten der Strukturgütekartierung

Parameter	Bezeichnung	Erläuterung	Wert
O_LAGE	Gewässerlage	Gewässerlage: normal kartiert, freie Landschaft	0
		Gewässerlage: normal kartiert, Ortslage	1
		Gewässerlage: verrohrt, Ortslage	2
		Gewässerlage: verrohrt, freie Landschaft	3
		Gewässerlage: trockenengefallen, nicht kartiert Ortslage	4
		Gewässerlage: trockenengefallen, nicht kartiert freie Landschaft	5
		Gewässerlage: trockenengefallen, kartiert Ortslage	6
		Gewässerlage: trockenengefallen, kartiert freie Landschaft	7
		Gewässerlage: nicht zugänglich	100
		Gewässerlage: sonstiges	105
		Gewässerlage: sonstiges	106
		Gewässerlage: nicht kartiert (stehende Gewässer)	300
FE_HP1	Hauptparameter Laufentwicklung	Festsetzung Hauptparameter 1 (Gütwert)	1-7
FE_HP2	Hauptparameter Längsprofil	Festsetzung Hauptparameter 2 (Gütwert)	1-7
FE_HP3	Hauptparameter Querprofil	Festsetzung Hauptparameter 3 (Gütwert)	1-7
FE_HP4	Hauptparameter Sohlenstruktur	Festsetzung Hauptparameter 4 (Gütwert)	1-7
FE_HP5	Hauptparameter Uferstruktur	Festsetzung Hauptparameter 5 (Gütwert)	1-7
FE_HP6	Hauptparameter Gewässerumfeld	Festsetzung Hauptparameter 6 (Gütwert)	1-7
FE_HPGES	Gesamtbewertung	Festsetzung Gesamtbewertung (Gütwert)	1-7

Parameter	Bezeichnung	Erläuterung	Wert
CE11	Laufkrümmung	nicht kartiert/Sonderfall	0
		mäandrierend	1
		geschlängelt	2
		stark geschwungen	3
		mäßig geschwungen	4
		schwach geschwungen	5
		gestreckt	6
		geradlinig	7
CE12	Krümmungserosion	nicht kartiert/Sonderfall	0
		häufig stark (gekrümmt)	1
		vereinzelt stark (gekrümmt)	2
		häufig schwach (gekrümmt)	3
		vereinzelt schwach (gekrümmt)	4
		keine (gekrümmt)	5
		häufig stark (ungekrümmt)	6
		vereinzelt stark (ungekrümmt)	7
		häufig schwach (ungekrümmt)	8
		vereinzelt schwach (ungekrümmt)	9
		keine (ungekrümmt)	10
CE13	Längsbänke	nicht kartiert/Sonderfall	0
		viele	1
		mehrere	2
		zwei	3
		eine	4
		Ansätze	5
		keine	6
CE14	Besondere Laufstrukturen	nicht kartiert/Sonderfall	0
		viele	1
		mehrere	2
		zwei	3
		eine	4
		Ansätze	5
		keine	6

Parameter	Bezeichnung	Erläuterung	Wert
CE21_1	Querbauwerke	Grundswellen	0/1
CE21_2		Absturz mit Umlauf	0/1
CE21_3		rauhe Gleite/Rampe	0/1
CE21_4		Absturz mit Teilrampe	0/1
CE21_5		kleiner Absturz	0/1
CE21_6		Absturz mit Fischpass	0/1
CE21_7		glatte Gleite	0/1
CE21_8		glatte Rampe	0/1
CE21_9		hoher Absturz	0/1
CE21_10		sehr hoher Absturz	0/1
CE21_11		<i>kein Querbauwerk</i>	0/1
CE22_1	Rückstau	geringer Rückstau	0/1
CE22_2		mäßiger Rückstau	0/1
CE22_3		starker Rückstau	0/1
CE22_4		<i>kein Rückstau</i>	0/1
CE23_1	Verrohrung	bis 5 % (Sediment)	0/1
CE23_2		5 - 20 % (Sediment)	0/1
CE23_3		> 20 % (Sediment)	0/1
CE23_4		bis 5 % (glatt)	0/1
CE23_5		5 - 20 % (glatt)	0/1
CE23_6		> 20 % (glatt)	0/1
CE23_7		<i>keine Verrohrung</i>	0/1
CE24	Querbänke	nicht kartiert/Sonderfall	0
		viele	1
		mehrere	2
		zwei	3
		eine	4
		Ansätze	5
		keine	6
CE25	Strömungsdiversität	nicht kartiert/Sonderfall	0
		sehr groß	1
		groß	2
		mäßig	3
		gering	4
		keine	5

Parameter	Bezeichnung	Erläuterung	Wert
CE26	Tiefenvarianz	nicht kartiert/Sonderfall	0
		sehr groß	1
		groß	2
		mäßig	3
		gering	4
		keine	5
CE31	Profiltyp	nicht kartiert/Sonderfall	0
		Naturprofil	1
		annähernd Naturprofil	2
		Erosionsprofil, variierend	3
		verfallendes Regelprofil	4
		Erosionsprofil, tief	5
		Trapez, Doppeltrapez	6
		V-Profil, Kastenprofil	7
CE32	Profiltiefe	nicht kartiert/Sonderfall	0
		sehr flach	1
		flach	2
		mäßig tief/tief	3
		tief	4
		sehr tief	5
		staureguliert	6
CE33	Breitenerosion	nicht kartiert/Sonderfall	0
		sehr tief oder tief/stark	1
		sehr tief oder tief/schwach	2
		sehr tief oder tief/keine	3
		mäßig tief bis sehr flach/stark	4
		mäßig tief bis sehr flach/schwach	5
		mäßig tief bis sehr flach/keine	6
CE34	Breitenvarianz	nicht kartiert/Sonderfall	0
		sehr groß	1
		groß	2
		mäßig	3
		gering	4
		keine	5
CE35_1	Durchlässe	Durchlass, nicht strukturschädlich	0/1
CE35_2		Lauf verengt	0/1
CE35_3		Ufer unterbrochen	0/1
CE35_4		kein Sediment	0/1
CE35_5		kein Durchlass	0/1

Parameter	Bezeichnung	Erläuterung	Wert
CE41	Sohlensubstrat	nicht kartiert/Sonderfall	0
		Schlick, Schlamm , natürlich	1
		Ton, Lehm , natürlich	2
		Sand , natürlich	3
		Kies und Schotter , natürlich	4
		Schotter , natürlich	5
		Schotter und Steine , natürlich	6
		Blöcke, Schotter und Steine , natürlich	7
		reines Blockwerk , natürlich	8
		anstehender Fels , natürlich	9
		anstehender Torf , natürlich	10
		Schlick, Schlamm , unnatürlich	11
		Ton, Lehm , unnatürlich	12
		Sand , unnatürlich	13
		Sohlverbau	14
		nicht feststellbar	15
CE42_1	Sohlverbau	Steinschüttung (> 10%)	0/1
CE42_2		Massivsohle mit Sediment (> 10%)	0/1
CE42_3		Massivsohle, kein Sediment (> 10%)	0/1
CE42_4		kein Sohlverbau	0/1
CE43	Substratdiversität	nicht kartiert/Sonderfall	0
		sehr groß	1
		groß	2
		mäßig	3
		gering	4
		keine	5
CE44	Besondere Sohlenstrukturen	nicht kartiert/Sonderfall	0
		viele	1
		mehrere	2
		zwei	3
		eine	4
		Ansätze	5
		keine	6

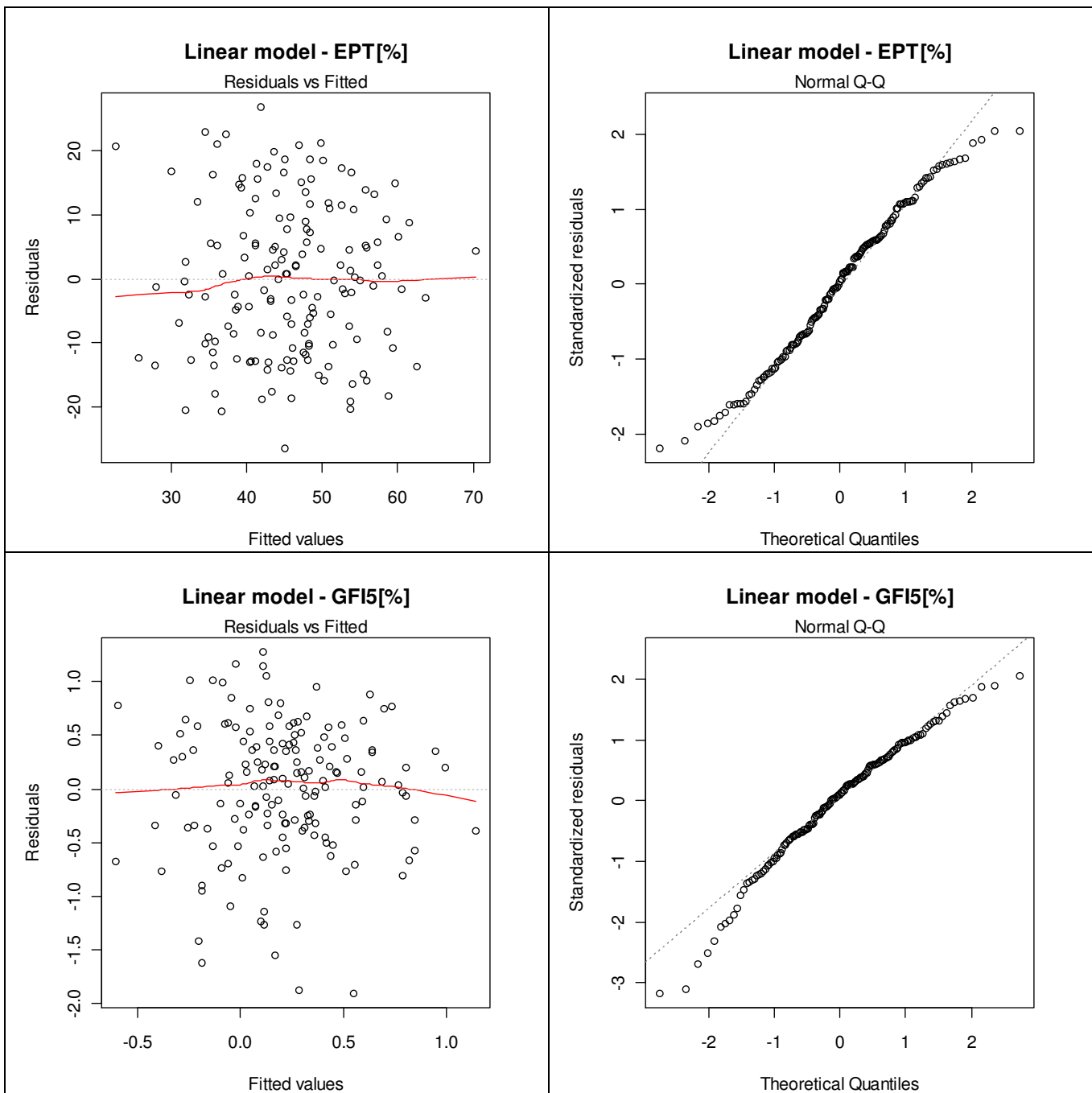
Parameter	Bezeichnung	Erläuterung	Wert
CE51_l/r	Uferbewuchs	nicht kartiert/Sonderfall	0
		Wald, bodenständig	1
		Galerie, bodenständig	2
		Röhricht, bodenständig	3
		teilw. Wald/Galerie, bodenständig	4
		Gebüsch, Einzelgehölz, bodenständig	5
		Krautflur, Hochstauden, bodenständig	6
		Wiese, Rasen, bodenständig	7
		Forst, nicht bodenständig	8
		Galerie, nicht bodenständig	9
		Gebüsch, Einzelgehölz, nicht bodenständig	10
		Verbau, kein Uferbewuchs	11
		Erosion, kein Uferbewuchs	12
		naturbedingt, kein Uferbewuchs	13
CE52_l1/r1	Uferverbau	Lebendverbau (> 10%), links/rechts	0/1
CE52_l2/r2		Steinschüttung/Steinwurf (> 10%), links/rechts	0/1
CE52_l3/r3		Holzverbau (> 10%), links/rechts	0/1
CE52_l4/r4		Böschungsrassen (> 10%), links/rechts	0/1
CE52_l5/r5		Pflaster/Steinsatz, unverfugt (> 10%), links/rechts	0/1
CE52_l6/r6		wilder Verbau (> 10%), links/rechts	0/1
CE52_l7/r7		Beton, Mauer, Pflaster (> 10%), links/rechts	0/1
CE53	Besondere Uferstrukturen	nicht kartiert/Sonderfall	0
		viele	1
		mehrere	2
		zwei	3
		eine	4
		Ansätze	5
		keine	6

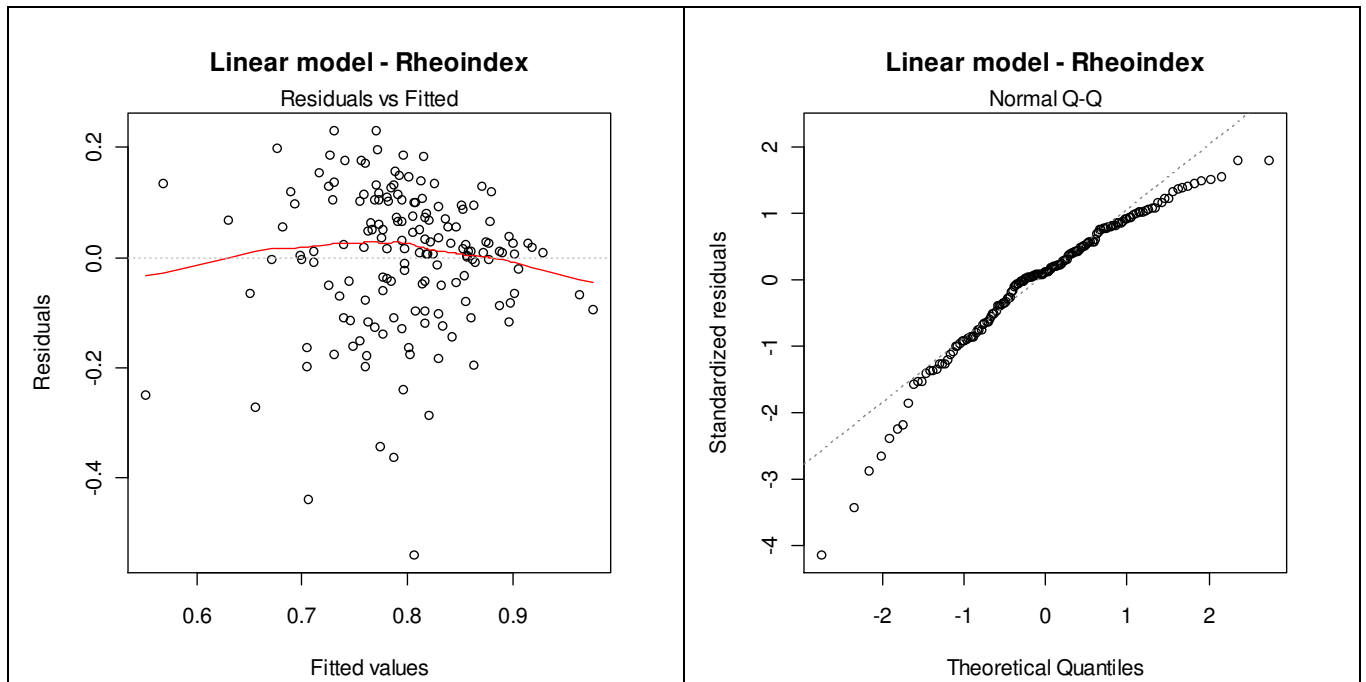
Parameter	Bezeichnung	Erläuterung	Wert
CE61_11/r1	Flächennutzung	Wald, bodenständig (> 50%), links/rechts	0/1
CE61_12/r2		naturnahe Biotope (> 50%), links/rechts	0/1
CE61_13/r3		Brache (> 50%), links/rechts	0/1
CE61_14/r4		Grünland (> 50%), links/rechts	0/1
CE61_15/r5		Wald, nicht bodenständig (> 50%), links/rechts	0/1
CE61_16/r6		Äcker, Gärten, Nadelforst (> 50%), links/rechts	0/1
CE61_17/r7		Park, Grünanlagen (> 50%), links/rechts	0/1
CE61_18/r8		Bebauung mit Freifläche (> 50%), links/rechts	0/1
CE61_19/r9		Bebauung ohne Freifläche (> 50%), links/rechts	0/1
CE61_110/r10		Wald, bodenständig (10-50%), links/rechts	0/1
CE61_111/r11		naturnahe Biotope (10-50%), links/rechts	0/1
CE61_112/r12		Brache (10-50%), links/rechts	0/1
CE61_113/r13		Grünland (10-50%), links/rechts	0/1
CE61_114/r14		Wald, nicht bodenständig (10-50%), links/rechts	0/1
CE61_115/r15		Äcker, Gärten, Nadelforst (10-50%), links/rechts	0/1
CE61_116/r16		Park, Grünanlagen (10-50%), links/rechts	0/1
CE61_117/r17		Bebauung mit Freifläche (10-50%), links/rechts	0/1
CE61_118/r18		Bebauung ohne Freifläche (10-50%), links/rechts	0/1
CE61_119/r19		Flächenhafte Umfeldstruktur (10-50%), links/rechts	0/1
CE62_11/r1	Gewässerrandstreifen	flächenhaft Wald oder Sukzession (>50%), links/rechts	0/1
CE62_12/r2		Gewässerrandstreifen (>50%), links/rechts	0/1
CE62_13/r3		Saumstreifen (>50%), links/rechts	0/1
CE62_14/r4		Nutzung (>50%), links/rechts	0/1
CE62_15/r5		flächenhaft Wald oder Sukzession (10-50%), links/rechts	0/1
CE62_16/r6		Gewässerrandstreifen (10-50%), links/rechts	0/1
CE62_17/r7		Saumstreifen (10-50%), links/rechts	0/1
CE62_18/r8		Nutzung (10-50%), links/rechts	0/1

Parameter	Bezeichnung	Erläuterung	Wert
CE63_l1/r1	schädliche Umfeldstrukturen	Abgrabung, links/rechts, geringer Abstand	0/1
CE63_l2/r2		Fischteich, links/rechts, geringer Abstand	0/1
CE63_l3/r3		gewässerunverträgliche Anlagen, links/rechts, geringer Abstand	0/1
CE63_l4/r4		befestigte Verkehrsanlagen, links/rechts, geringer Abstand	0/1
CE63_l5/r5		Anschüttung, Müllablagerung, links/rechts, geringer Abstand	0/1
CE63_l6/r6		Hochwasserschutzbauwerk, links/rechts, geringer Abstand	0/1
CE63_l7/r7		Abgrabung, links/rechts, mäßiger Abstand	0/1
CE63_l8/r8		Fischteich, links/rechts, mäßiger Abstand	0/1
CE63_l9/r9		gewässerunverträgliche Anlagen, links/rechts, mäßiger Abstand	0/1
CE63_l10/r10		befestigte Verkehrsanlagen, links/rechts, mäßiger Abstand	0/1
CE63_l11/r11		Anschüttung, Müllablagerung, links/rechts, mäßiger Abstand	0/1
CE63_l12/r12		Hochwasserschutzbauwerk, links/rechts, mäßiger Abstand	0/1
CE63_l13/r13		Abgrabung, links/rechts, großer Abstand	0/1
CE63_l14/r14		Fischteich, links/rechts, großer Abstand	0/1
CE63_l15/r15		gewässerunverträgliche Anlagen, links/rechts, großer Abstand	0/1
CE63_l16/r16		befestigte Verkehrsanlagen, links/rechts, großer Abstand	0/1
CE63_l17/r17		Anschüttung, Müllablagerung, links/rechts, großer Abstand	0/1
CE63_l18/r18		Hochwasserschutzbauwerk, links/rechts, großer Abstand	0/1
CE63_l19/r19		<i>keine, links/rechts, großer Abstand</i>	0/1

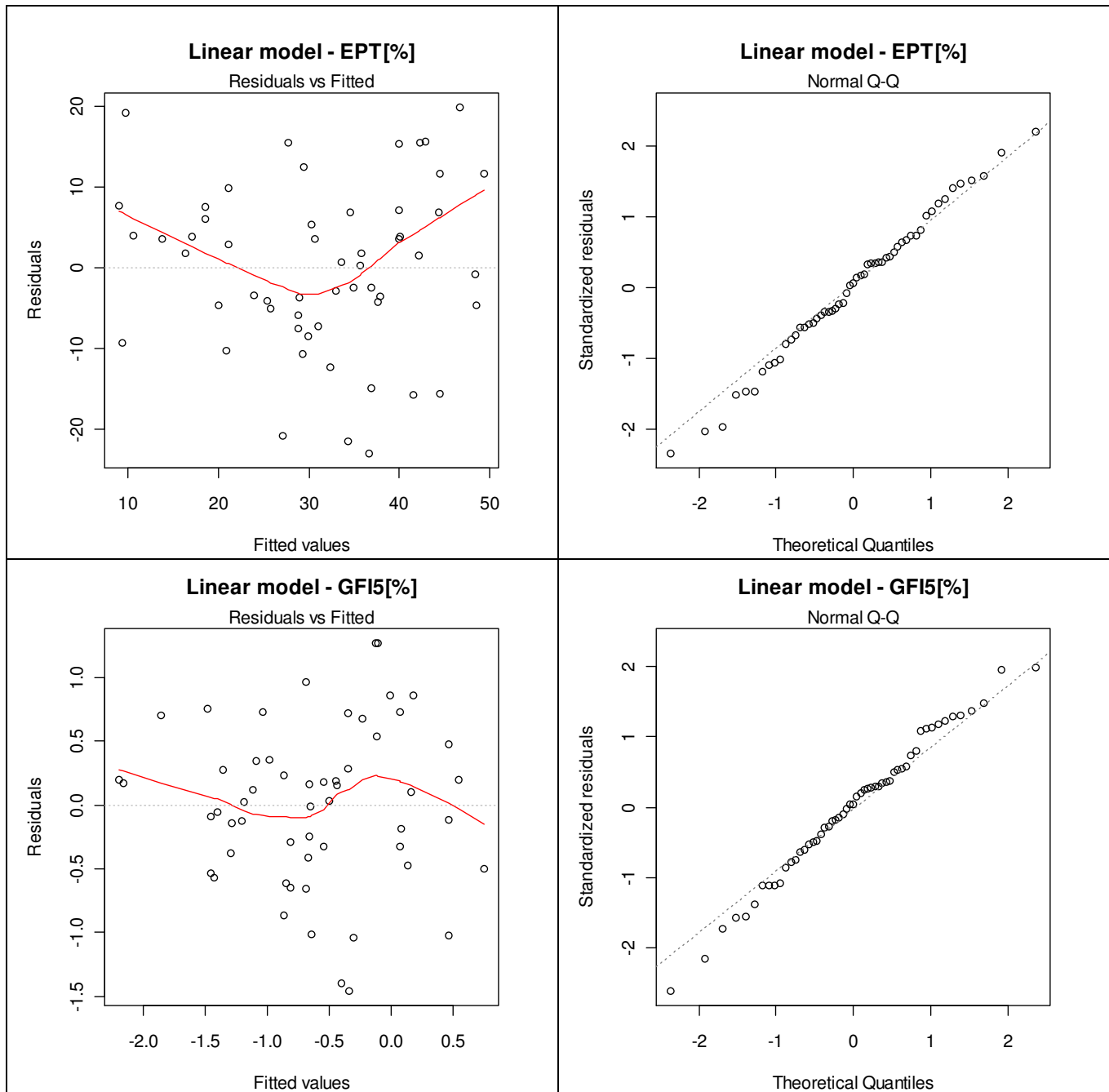
10.3 Residuenplots für die Regressionsmodelle

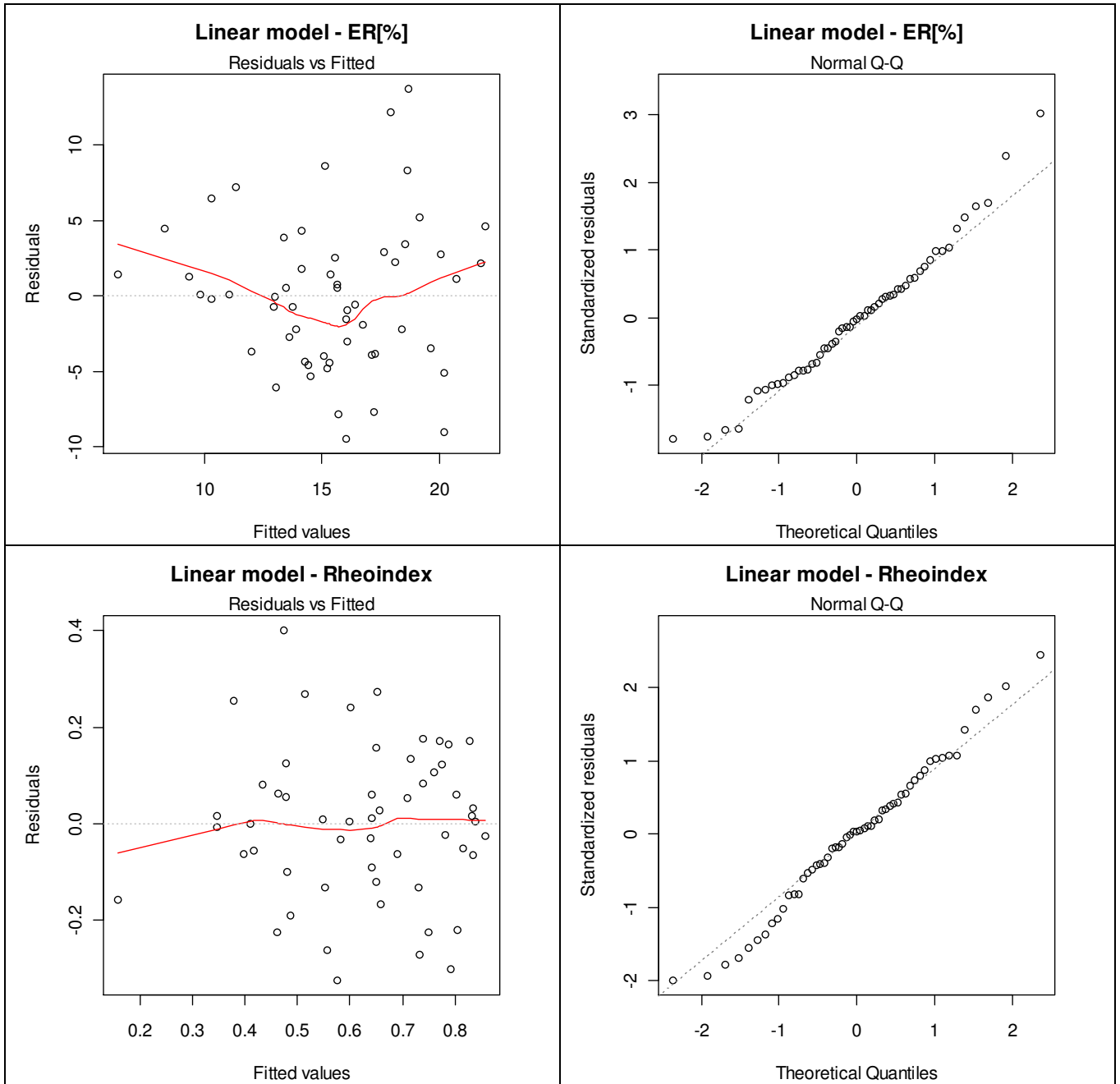
10.3.1 Gewässertyp 5.1





10.3.2 Gewässertyp 6 und 7





Curriculum Vitae

Persönliche Daten

Name: Oliver Kraft (geb. Günther)
Geburtstag: 23.10.1974
Familienstand: verheiratet, zwei Kinder

Schulausbildung

1981 – 1985 Andersenschule, Grundschule in Darmstadt-Eberstadt
1985– 1987 Gutenbergschule, Förderstufe in Darmstadt-Eberstadt
1987 – 1994 Lichtenbergschule, Gymnasium in Darmstadt
abgeschlossen mit der Allgemeinen Hochschulreife

Studium

10/96 – 06/03 Bauingenieurwesen an der TU Darmstadt,
Abschluss mit dem akademischen Grad Diplom-Ingenieur
Hauptvertiefungsfach: Wasserbau
Vertiefungsfächer: WAR (Wasserversorgung, Abwassertechnik,
Abwassertechnik, Raum- und Umweltplanung), Stahlbau
09/00 – 07/01 Auslandsstudium an der Ecole Polytechnique Federale de Lausanne, Schweiz

Berufliche Laufbahn

seit 07/2003 tätig als wissenschaftliche Mitarbeiter am Fachgebiet für Ingenieurhydrologie
und Wasserbewirtschaftung an der Technischen Universität Darmstadt
12/2007 – 11/2008 Elternzeit
